



---

# Masterarbeit

---

Frau  
**Olivia Dreßler**

**Landschaftsbezogene Varianz des  
Bioindikators SPEARpesticides -  
Neue Methode zur räumlichen  
Selektion von Referenzstellen  
mittels Bildanalyse**

Mittweida, 2017

Fakultät Angewandte Computer- und  
Biowissenschaften

---

# **Masterarbeit**

---

## **Landschaftsbezogene Varianz des Bioindikators SPEARpesticides - Neue Methode zur räumlichen Selektion von Referenzstellen mittels Bildanalyse**

Autor:  
**Olivia Dreßler**

Studiengang:  
**Molekularbiologie/Bioinformatik**

Seminargruppe:  
**MO15w1-M**

Erstprüfer:  
**Prof. Dr. rer. nat. Petra Radehaus**

Zweitprüfer:  
**Dr. Kaarina Foit**

### **Bibliographische Beschreibung:**

Dreßler, Olivia: Landschaftsbezogene Varianz des Bioindikators SPEARpesticides - Neue Methode zur räumlichen Selektion von Referenzstellen mittels Bildanalyse. - 2017. - 6, 67, 2 S. Mittweida, Hochschule Mittweida, Fakultät Angewandte Computer- und Biowissenschaften, Masterarbeit, 2017

### **Englischer Titel**

Landscape-related variance of the bioindicator SPEARpesticides - A new method for the spatial selection of reference sections by image analysis.

### **Kurzbeschreibung:**

In dieser Arbeit wurde mittels grafischer Bildanalyse die Fließrichtung deutscher Oberflächengewässer bestimmt. Die Bestimmung beruht auf der einfachen Logik, dass jede Quelle in einem Einzugsgebiet, zu einem eindeutigen Gebietsausfluss führt. Dazu wurde ein Java Programm geschrieben, welches in ImageJ eingebunden wurde und als Plug-in fungiert. Mit dem Programm ist es möglich, für jede geografisch erfasste Flusskoordinate die Quell- und Senkenentfernung zu erhalten, die Anzahl an Verzweigungen zu bestimmen sowie die Koordinaten des gesamten oder wahlweise in km abgestuften Oberlaufs an Zielkoordinaten zu erfassen. Das Programm wurde genutzt, um für Makrozoobenthos-Messstellen die Landnutzung im Oberlauf 100 m rechter- und linkerhand des Zielflusses zu berechnen, um daraus Rückschlüsse auf mögliche Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln zu ziehen. Desweiterem wurden aus dem deutschlandweiten Datensatz von knapp 21.000 Messstellen weitgehend naturbelassene Flussabschnitte selektiert, welche als Referenzgewässer fungieren.

## **Danksagung**

Ein recht herzliches Dankeschön geht an Frau Prof. Dr. Petra Radehaus von der Hochschule Mittweida, die mir mit viel Geduld und einem stets offenem Ohr eine hervorragende Betreuerin war.

Ebenso ein großes Dankeschön an Frau Dr. Kaarina Foit, Ökotoxikologin am Department System-Ökotoxikologie UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, für die konzeptionelle Betreuung meiner Arbeit, Unterstützung bei der Programmierung, sowie Anfertigung des Zweitgutachtens.

Weiterhin möchte ich Herrn Prof. Dr. Matthias Liess, Leiter Department System-Ökotoxikologie UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, danken, welcher mir die Durchführung meiner Arbeit ermöglichte und jederzeit ein aufmunterndes und zusprechendes Wort auf den Lippen hatte.

Ein großes Dankeschön geht auch an Frau Anne Paulus, Doktorandin Department System-Ökotoxikologie UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, welche mit geoinformatischem Spezialwissen aushalf und das Programm mit der Erzeugung der Landnutzungsdaten ergänzte.

Auch meiner Familie und Freunden möchte ich für die kraftverleihenden und zuversichtlichen Worte danken.

# Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis .....	III
Quellcodeverzeichnis.....	IV
Tabellenverzeichnis .....	V
Abkürzungsverzeichnis.....	VI
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>7</b>
1.1 Motivation .....	8
1.2 Zielstellung.....	10
1.3 Aufbau der Arbeit.....	11
<b>2 Grundlagen .....</b>	<b>12</b>
2.1 Bewertungsrelevanter Hintergrund für Fließgewässer.....	12
2.1.1 Aktuelle Bewertungsgrundlage .....	13
2.1.2 Fließgewässertypisierung .....	15
2.1.3 Monitoring von Pestizidbelastungen in Flüssen - SPEARpesticide.....	17
2.2 Verwendete Software .....	19
2.2.1 Java in Eclipse.....	19
2.2.2 ImageJ .....	19
2.2.3 QGIS.....	20
2.2.4 Datenmodelle in Geoinformationssystemen .....	20
<b>3 Methodische Programmkonzeption.....</b>	<b>22</b>
3.1 Datengrundlage und Programmkonzept.....	23
3.2 Klassenkonzept.....	25
3.3 Vorgehensweise des Plugins .....	27
3.4 Nachbarschaftsanalyse – Eindeutigkeit des Gewässernetzes.....	31
3.5 Methodenbeschreibung des Plugin.....	33
3.5.1 READcsv.read .....	33
3.5.2 READcsv.zeichnen .....	34
3.5.3 flu.run .....	35
3.5.4 flu.kleinWeg .....	35
3.5.5 flu.matrix .....	36
3.5.6 flu.entfernungen_Quelle.....	39

3.5.7	flu.entfernungen_senke .....	40
3.5.8	flu.ausschnitt .....	42
<b>4</b>	<b>Methoden.....</b>	<b>44</b>
4.1	Datensatz aus dem Plugin .....	44
4.2	Landschaftsdaten .....	45
4.3	Gewässertypzuordnung .....	46
4.4	Gewässertypereigenschaften .....	48
4.5	Strukturgüte .....	49
4.6	Berechnung SPEAR-Index.....	49
4.7	Auswahl der Referenzstellen.....	50
4.8	Statistische Analyse.....	55
<b>5</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>56</b>
5.1	ImageJ-Plugin.....	56
5.2	Abhängigkeit des SPEAR-Index vom Landschaftskontext .....	59
5.2.1	Einfluss von Wald und Grünflächen auf den SPEAR-Index .....	59
5.2.2	Einfluss des Fließgewässertyps auf den SPEAR-Index .....	61
5.2.3	Weitere Einflussfaktoren .....	63
5.2.4	Einfluss der Gewässerstrukturgüte .....	65
5.2.5	Ergebnisse Korrespondenzanalyse .....	66
<b>6</b>	<b>Diskussion und Ausblick.....</b>	<b>69</b>
6.1	Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index.....	69
6.2	ImageJ-Plugin.....	72
	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>LXXIV</b>
	<b>Anhang .....</b>	<b>LXXVII</b>
	<b>A .....</b>	<b>LXXVII</b>
	<b>B .....</b>	<b>LXXVII</b>
	<b>C .....</b>	<b>LXXVIII</b>
	<b>Selbstständigkeitserklärung .....</b>	

## **Abbildungsverzeichnis**

Abbildung 2-1: Systematische Darstellung der Wechselwirkungen zwischen den Kompartimenten in Fließgewässerökosystemen (verändert nach [ATV-DVWK, 2001]).....	12
Abbildung 2-2: Bewertungsschema für den ökologischen Zustand nach EG-WRRL [Kraft, 2011].....	14
Abbildung 2-3: Methodisches Vorgehen bei der Bestimmung der Fließgewässertypen .....	15
Abbildung 2-4: Diagramm des merkmalsbasiertem SPEAR-Konzept [Liess, 2015]. .....	17
Abbildung 2-5: Geometrie Im Rastermodell .....	20
Abbildung 2-6: Vektor und Rasterobjekte gegenübergestellt .....	21
Abbildung 3-1: Arbeitskonzept zur Ermittlung der Fließrichtung und Puffererzeugung .....	23
Abbildung 3-2: Aufbereitung Gewässernetz.....	24
Abbildung 3-3: Klassendiagramm des Plugin.....	26
Abbildung 3-4: Flussdiagramm zum Programmablauf .....	30
Abbildung 3-5: Wertzuweisung für jeden Pixel.....	32
Abbildung 3-6: Aufbau Stützpunktdatei .....	33
Abbildung 3-7: Indexeinträge Nachbarpixel.....	38
Abbildung 3-8: Knotennachbarn .....	39
Abbildung 4-1: Paar bei Dasing .....	53
Abbildung 4-2: Heudorfer Dorfbach.....	54
Abbildung 5-1: Kontrollbild Senken und Quellausgabe .....	56
Abbildung 5-2: Rasterung über der Linienführung des Vektor-Gewässernetzes .....	57
Abbildung 5-3: Testausgabe Segmentauswahl .....	58
Abbildung 5-4: SPEAR-Index Gewässertypen -Wald und Grünland.....	60
Abbildung 5-5: SPEAR-Index in Abhängigkeit zum Fließgewässertyp.....	61
Abbildung 5-6: Abhängigkeit SPEAR-Index anhand der Ökoregionen .....	62
Abbildung 5-7: Abhängigkeit des SPEAR-Index von der Fließgewässercharakteristik.....	64
Abbildung 5-8: Abhängigkeit des SPEAR-Index von der Gewässerstrukturgüte .....	65
Abbildung 5-9: Abhängigkeit Strukturgüte ohne Gewässertyp 11 & 12 .....	66
Abbildung 5-10: Ordinationsdiagramm der ersten und zweiten Achse der CCA mit den Umweltvariablen. ....	67
Abbildung 7-1: Modelle zur Flächenrasterung [Sortino et al., 2009] .....	72

## **Quellcodeverzeichnis**

Listing 1: Erzeugung eines Linienobjekts .....	33
Listing 2: Erzeugung Rasterbild mit den Linienobjekten .....	34
Listing 3: Entfernen von Ringstrukturen im Gewässernetz .....	35
Listing 4: Löschen kleiner Fehlerpixel.....	35
Listing 5: Zuordnung Knoten, Kanten, Quellpixel .....	37
Listing 6: Abfrage Nachbarschaftseinträge .....	39
Listing 7: Identifizieren der Laufrichtung .....	40
Listing 8: Zuordnung Segment-ID für jeden Knoten. ....	41
Listing 9: Ermittlung der Pixel im Oberlauf einer MZB-Messstelle. ....	42



## **Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1: Biologische Qualitätskomponenten zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern [UBA, 2015].	13
Tabelle 2: biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands nach	16
Tabelle 3: Verwendete Software	22
Tabelle 4: Datenstruktur der Eingabeparameter im Plugin	24
Tabelle 5: Entfernen von Bifurkationen	31
Tabelle 6: Aus der Plugin-Ausgabe übernommene Informationen	44
Tabelle 7: Landschaftsinformationen oberhalb einer MZB-Messstelle	45
Tabelle 8: Erhobene Eigenschaften der Gewässertypen	48
Tabelle 9: Schritte zur filtrierung des Datensatzes	51
Tabelle 10: Signifikante Eigenschaftengruppen	63
Tabelle 11: Korrelation der ersten 4 Achsen mit den Umweltvariablen.	68

## Abkürzungsverzeichnis

ATKIS.....	<i>Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem</i>
CA .....	<i>correlation analysis</i>
CCA .....	<i>canonical-correlation analysis</i>
DLM .....	<i>Digitales Landschaftsmodell</i>
DOC.....	<i>dissolved organic carbon</i>
EPL .....	<i>Eclipse Public Licence</i>
EPT .....	<i>Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera</i>
EZG .....	<i>Einzugsgebiet</i>
GERDA .....	<i>GEobased Runoff, Erosion, and Drainage risk Assessment for Germany</i>
GH .....	<i>Gesamthärte</i>
GIS .....	<i>Geographische Informationssysteme</i>
GNU .....	<i>General Public License</i>
IBM .....	<i>International Business Machines</i>
IDE .....	<i>Integrated Development Environment</i>
KH .....	<i>Karbonathärte</i>
MZB .....	<i>Makrozoobenthos</i>
NAP .....	<i>Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln</i>
NIH .....	<i>National Institutes of Health</i>
POC.....	<i>Purgeable Organic Carbon</i>
PSM.....	<i>Pflanzenschutzmittel</i>
QGIS.....	<i>Quantum-GIS</i>
SPEAR.....	<i>Species at Risk</i>
TBG .....	<i>Thalbodengefälle</i>
TOC .....	<i>total organic carbon</i>
UBA.....	<i>Umweltbundesamt</i>
WRRL.....	<i>Wasserrahmenrichtlinie</i>

# **1 Einleitung**

Pflanzenschutzmittel (PSM) in der Landwirtschaft sind heute kaum wegzudenken. Trotz der steigenden Anzahl biologisch wirtschaftender Betriebe, stieg der Inlandsabsatz (Verkauf) an Pflanzenschutzwirkstoffen in Deutschland in den vergangenen Jahren stetig an [UBA-1, 2017]. Gleichzeitig sank der Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche in den Jahren 2000 bis 2015 von 53,5 auf 51,6 Prozent (%), was durch eine Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsflächen herrührt [UBA-2, 2017]. Landwirtschaftliche Nutzfläche wird zum teuren Gut und die Intensivierung der Bewirtschaftung haben die Bedingungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland drastisch verändert. Doch die Folgen können in der Agrarlandschaft durch eine stetige Abnahme der Biodiversität weiterhin beobachtet werden [Stehle & Schulz, 2015]. In Teilen Deutschlands ist die Biomasse von Fluginsekten um 80 % gesunken [Feck, 2017]. Besonders betroffen sind die Fließgewässerökosysteme, welche durch die vielfältige Nutzung und Veränderung durch den Menschen bereits seit Jahrhunderten beeinträchtigt werden [Fent, 2013]. Durch die Begradigung von Fließgewässern für Landwirtschaft und Schifffahrt, den Bau von Deichen, Drainagen, Wehranlagen und Uferbefestigungen, wurden die natürlich vorkommenden Abflussschwankungen gezähmt, womit die Flusslandschaften heute die am stärksten belasteten Ökosysteme darstellt [Geist, 2011]. Im 20. Jahrhundert bildete sich ein verstärktes Bewusstsein für Umweltprobleme. Die Folgen waren insbesondere der (Aus-) Bau von mechanisch-biologischen Kläranlagen, um der teils sehr starken Verschmutzung durch fäulnisfähige organischer Stoffe Herr zu werden. Auf die morphologische Degradation hatte dies jedoch keinen Einfluss, ebenso wenig auf diffusen Stoffeinträge der wachsenden modernen Landwirtschaft. Als Modelgemeinschaft für wesentliche Stressoren werden seit Jahrzehnten die im Benthos (Gewässerboden) lebenden Organismen untersucht. Insektizide Langzeitwirkungen können auf die Struktur der Makrozoobenthos (mit bloßem Auge erkennbar) -Gemeinschaft bis in 3 km flussabwärts aufgezeigt werden [Bunzel, 2014]. Aktuell sind rund 7.300 km (9 %) der natürlichen Gewässer Deutschlands in einem „guten“ ökologischen Zustand. Die Mehrheit der Gewässer weist daher weiterhin Defizite auf [UBA-3, 2017].

## 1.1 Motivation

Die Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Dezember 2000 markierte den Beginn einer handlungsorientierten europäischen Wasserpolitik [EG-WRRL, 2000]. Die Mehrheit der deutschen Fließgewässer verfehlt jedoch nach wie vor den guten ökologischen Zustand, was das übergeordnete Ziel der WRRL darstellt. Im Wesentlichen wird dieser Zustand stark auf die Bewertung der aquatischen Lebensgemeinschaften abgestellt. Repräsentative Gewässerabschnitte werden hierfür beprobt, ausgewertet und die Zustandsklasse auf das Gewässer extrapoliert. Daraus resultiert, dass nahezu alle Fließgewässer auf der Basis weniger, oder nur einzelner Abschnitte (z.B. 100 m-Flussverlauf für das Makrozoobenthos) bewertet werden. Anthropogene Stressoren, welche den Gewässerzustand beeinträchtigen, können jedoch häufig mit relativ geringem Aufwand erfasst werden. Wesentliche Stressoren können über Analyse der Landnutzungsdaten, den Strukturverhältnissen im Gewässer und im unmittelbaren Gewässerumfeld sowie durch Untersuchung der vorhandenen urbanen Entwässerungsstruktur erfasst werden [Kraft, 2010].

Gerade in landwirtschaftlichen Gebieten können aquatische Gemeinden einer diffusen Wasserverschmutzung über Sprühdrift, Oberflächenabfluss oder Drainageleitungen ausgesetzt werden. Es wird angenommen, dass besonders Runoff eine signifikante Quelle für den Pestizideintrag ist [Liess et al., 1999]. Der Bodenoberflächenabfluss kann hierbei Nährstoffe und Pestizide transportieren, welche sich entweder in der Wasser-Phase gelöst haben oder unter den erosiven Bedingungen an Sedimenten adsorbiert. Eine kurzfristige Zunahme der Wasserentladung bei derartigen Abflussereignissen und die nachfolgende Sedimentation von feinen Partikeln kann die benthale Gemeinschaft stark beeinflussen [Moschet et al., 2014]. Eine kürzlich veröffentlichte Studie mit dem Modell GERDA (GEobased Runoff, Erosion, and Drainage risk Assessment for Germany) und dem darin verwendeten Expositionsmodell zeigt ebenso eine bedeutendere Relevanz der Eintragspfade Runoff und Erosion im Vergleich zu Spraydrift und Drainageleitungen [Bach et al, 2017].

Der anthropogene Einfluss auf ein Gewässer wird zumeist über die landschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet (EZG) oder die Entfernung zu einer Kläranlage charakterisiert. Doch zeigen Studien, dass der beobachtete Triazinabfluss besser mit dem Ackerland in einem zweiseitigen 50- bis 100-m-Puffer im Kanalnetz korrelierten als mit dem gesamten Ackerland im Einzugsgebiet [Colin et al., 2000]. Auch andere Ergebnisse von [Liess et al., 2007] zeigten,

dass die gemessenen Pestizidkonzentrationen besser mit dem Prozentsatz an Ackerland in einem zweiseitigen 100-m-Korridor korreliert, welcher sich über 1.500 m oberhalb der Messstelle erstreckt, als mit dem Anteil an Ackerland im gesamten Einzugsgebiet.

Für diese Arbeit standen aus aktuellen Projekten zur Umsetzung der WRRL ca. 21.000 Makrozoobenthos (MZB)-Messstellen innerhalb Deutschlands zur Verfügung. Eine automatisierte Erfassung der Landnutzungsdaten entlang eines wie oben beschriebenen Korridors im Oberlauf einer Messstelle, kann auch genutzt werden, um weitgehend unbelastete Gewässerabschnitte aus den vorhandenen Daten zu selektieren. Gerade für die deutschen Tieflandgewässer existieren nur sehr wenige Referenzflüsse, welche das Makrozoobenthos Gewässertyp-spezifisch darstellen. Die Gewässertypisierung stellt einen weiteren wesentlichen Punkt bei der Bewertung von Fließgewässern dar. Nach Vorlagen der WRRL wurden in den vergangenen Jahren umfassende Studien durchgeführt, welche die Gewässerlandschaft in Deutschland nach verschiedenen Faktoren wie Geologie, Geomorphologie und Ökologie untergliedert. Das aktuelle Klassifikationsschema umfasst 25 verschiedene Gewässertypen innerhalb Deutschlands. Diese wurden umfassend anhand der Makrozoobenthos-Gemeinschaft validiert [Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008]. Die Bewertung eines Gewässers anhand dieser Gemeinschaft zieht folglich auch immer eine Gewässertypisierung mit sich, da sich die MZB-Gemeinschaften auf natürliche Weise in verschiedenen Gewässern unterscheiden.

Um eine Belastung mit Pflanzenschutzmitteln innerhalb eines Fließgewässers anhand der MZB-Gemeinschaft aufzuzeigen, wurde der SPEAR-Index (**SPE**cies **A**t **R**isk) entwickelt. Dieser berechnet den Anteil der Arten, deren Vorkommen aufgrund gemessener ökologischer Eigenschaften mit der Pestizidbelastung in den entsprechenden Gewässern korreliert. Inwieweit der SPEAR-Index abhängig vom Fließgewässertypen ist, stellt den Kernpunkt dieser Arbeit dar. In einer voran gegangenen Arbeit, konnten für die einzelnen Fließgewässertypen nicht ausreichend Daten anhand bekannter Referenzgewässer erhoben werden [Dreßler, 2017]. Die landschaftliche Charakterisierung einer Fließstrecke entlang eines Korridors kann dabei helfen, weitere weitgehend unbelastete Fließstrecken zu identifizieren.

## 1.2 Zielstellung

Vor dem Hintergrund der Selektion von Referenzgewässern für den SPEAR-Index soll ein Tool entwickelt werden, mit dessen Hilfe es möglich ist, die Fließrichtung von deutschen Oberflächengewässern anhand der vorhandenen Vektorlayer aus dem Gewässernetz des Digitalen Landschaftsmodells DLM 1000 [ATKIS, 2010] zu ermitteln. Die automatisch ermittelte Fließrichtung sollte es ermöglichen, im Oberlauf einer Messstelle Polygone entlang der Fließstrecke zu erstellen, um den Nahbereich der Gewässer landschaftlich zu charakterisieren. Über die Analyse der Landnutzungsdaten im unmittelbaren Gewässerumfeld können wesentliche Stressoren erfasst werden und hinsichtlich der Auswirkungen auf den SPEAR-Index untersucht werden. Zusätzlich werden die Ergebnisse des MZB-Monitorings in Beziehung zu den Gewässertypen an den Probestellen gesetzt. Mittels statistischer Verfahren können so Zusammenhänge zwischen den Einflussfaktoren und dem Zustand der Makrozoobenthos-Zönosen entdeckt werden. Diese Ziele stehen im Bezug zum Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP), welcher am 10. April 2013 von der Bundesregierung verabschiedet wurde. Hauptziel des NAP ist die Reduktion der Risiken für Mensch, Tier und Naturhaushalt, welche durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln entstehen [BMELV, 2013]. Im Zuge des zweiten Teilvorhabens zur Umsetzung des NAP (Konzeption eines repräsentativen Monitorings zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft), wiesen verschiedene Arbeitspakete weitere Untersuchungen bezüglich der Varianz des Referenzzustandes von Fließgewässern hinsichtlich des SPEAR-Index aus. Mithilfe weiterer Referenz-Messstellen soll beurteilt werden, inwiefern der SPEAR-Index von weiteren Faktoren wie dem Fließgewässertyp und der Gewässerstruktur unabhängig ist, und tatsächlich geeignet ist, die Belastung durch Pflanzenschutzmittel anzuzeigen.

### **1.3 Aufbau der Arbeit**

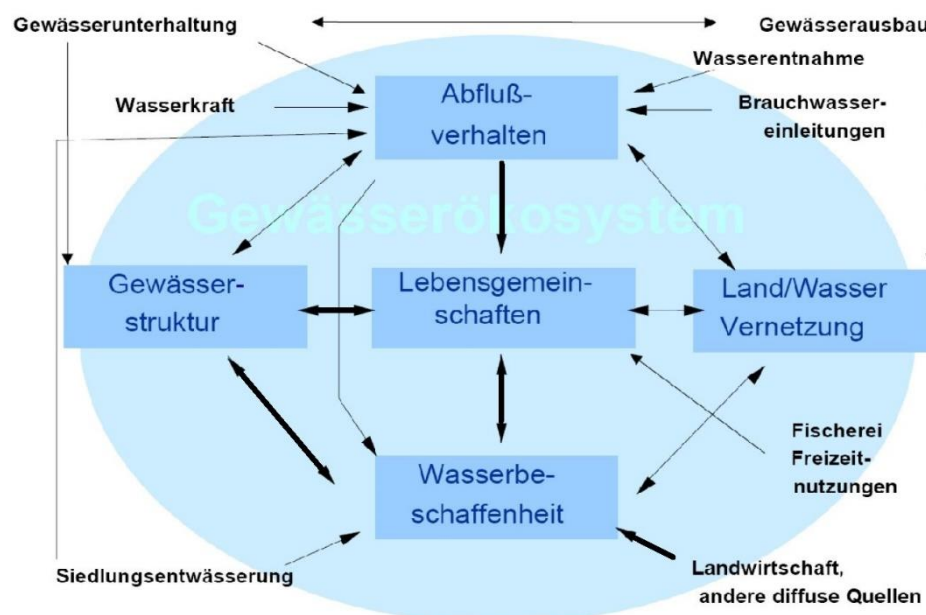
Um den Aufbau der vorliegenden Arbeit kurz wiederzugeben und dem Leser somit einen ersten Überblick zu verschaffen, soll im Folgenden kurz auf die Inhalte der einzelnen Kapitel eingegangen werden. Allgemein beinhaltet diese Arbeit zwei Hauptthemen, einerseits die Vorstellung einer in Java geschriebenen Methode zur Ermittlung der Fließrichtung deutscher Fließgewässer, andererseits die Interpretation der mit dieser Methode gewonnenen Landschaftsdaten in Beziehung zum SPEAR-Index. Im 2. Kapitel werden zunächst notwendige Grundlagen für diese Arbeit behandelt. Diese beinhalten sowohl die biologischen bewertungsrelevanten Komponenten, wie auch die verschiedenen Anwendungs- und Software-Tools. Auf die implementierte ImageJ-Schnittstelle wird in Kapitel 3 konkret eingegangen. Nach einer Anleitung zur Benutzung und der verwendeten Dateiformate werden die Klassen und Methoden detailliert beschrieben. Nach einem Programmdurchlauf und den daraus erhobenen Daten erfolgt im anschließendem Kapitel 4 eine Beschreibung des weiteren methodischen Ablaufs zur Identifizierung von Referenzgewässern. Kapitel 5 zeigt die Ergebnisse der statistischen Auswertung hinsichtlich dem SPEAR-Index im Verhältnis zu gewässerspezifischen Eigenschaften und nach einer umfassenden Diskussion dieser Ergebnisse wird diese Arbeit durch Verbesserungsmöglichkeiten und zukünftige Erweiterungen im Ausblick abgerundet.

## 2 Grundlagen

Für das Verständnis des Themengebiets bedarf es einiger einführender Erläuterungen. Im ersten Abschnitt dieses Kapitels werden die in der Motivation erwähnten Rahmenbedingungen hinsichtlich der Gewässerbewertung näher erläutert. Der zweite Abschnitt widmet sich den wichtigsten Softwarepaketen sowie der Grundlagen der statistischen Auswertung.

### 2.1 Bewertungsrelevanter Hintergrund für Fließgewässer

Biotische und abiotische Umweltfaktoren beeinflussen das Ökosystem eines Fließgewässers. Die einzelnen Faktoren sowie deren Interaktion und beeinflussende Ausprägung ist komplex und charakterisiert in der Summe das Ökosystem der Fließgewässer. Zu den natürlichen abiotischen Faktoren zählen das Abflussverhalten, die Gewässer- und Sohlestruktur, die chemische und physikalische Beschaffenheit und Zusammensetzung, das Klima, die Geomorphologie sowie die Struktur der Uferzonen. Nach den jeweiligen Ausprägungen der verschiedenen Faktoren werden die biotischen Elemente (aquatische Lebensgemeinschaft) unterschiedlich beeinflusst, wodurch die natürlichen Gewässer eine Vielfalt spezifischer Biotopie bildet. Fließgewässer bilden daher ein komplexes Wirkungsgefüge mit den gegebenen Einflusststrukturen und der angrenzenden Landschaft (vgl. Abb. 2-1).



**Abbildung 2-1: Systematische Darstellung der Wechselwirkungen zwischen den Kompartimenten in Fließgewässerökosystemen (verändert nach [ATV-DVWK, 2001]).**

Die fett dargestellten Pfeile beziehen sich auf die in dieser Arbeit betrachteten Wechselbeziehungen.



Doch ist die Mehrheit der Fließgewässer durch anthropogene Einflüsse weit vom natürlichen Zustand entfernt, wodurch sich die Lebensgemeinschaften und ihre Lebensräume verändert haben. Die natürliche Diversität von vielen unterschiedlichen Biotopen zu charakterisieren und von unnatürlichen Biotopen zu unterscheiden, stellt das zentrale Dogma dar und ist nach wie vor eine große Herausforderung [Brückmann, 2015].

### 2.1.1 Aktuelle Bewertungsgrundlage

Der NAP umfasst quantitative Vorgaben, Ziele, Maßnahmen, Indikatoren sowie Zeitpläne zur Verringerung der Risiken von Pflanzenschutzmitteln auf die Gesundheit von Mensch, Tier und Naturhaushalt. Dabei werden verschiedene Zielvorgaben für die Bereiche des Pflanzenschutzes, Anwenderschutz, Verbraucherschutz und Schutz des Naturhaushaltes formuliert. Das Themengebiet zum Schutz der aquatischen Umwelt und des Trinkwassers greift auf die bewertungstechnischen Vorgaben der WRRL zurück, welche sich an Klassifikationsschemata zu Biologie, Chemie und Hydromorphologie orientieren [BMUD, 2011; BMELV, 2013]. In Fließgewässern wird hierzu die bewertungsrelevante aquatische Biozönose als Abweichung vom Referenzzustand betrachtet und bewertet. Diese Lebensgemeinschaften, auch Qualitätskomponenten genannt, sind bei der Gewässerflora das Phytoplankton, die Makrophyten und das Phytobenthos, sowie für die Gewässerfauna, die Fischfauna und das Makrozoobenthos (vgl. Tab. 1) [UBA, 2015]. Die wichtigste Komponente ist hierbei das Makrozoobenthos, da die Erfassung und Analyse verhältnismäßig einfach und kostengünstig ist und eine Veränderung der Artenzusammensetzung in dieser Gemeinschaft, bereits verschiedene Störgrößen auf die Biozönose integrativ darstellen kann [Rolauffs et al., 2002].

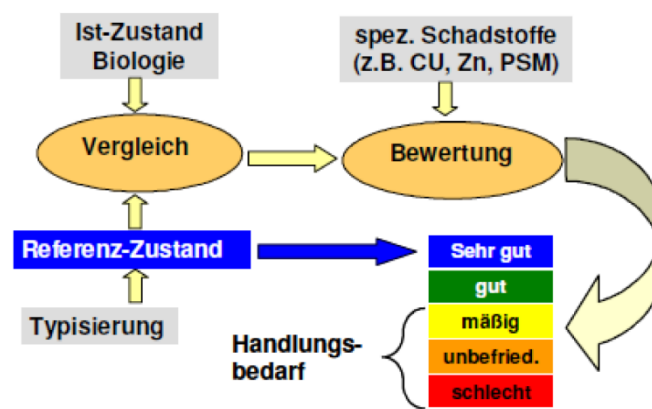
**Tabelle 1: Biologische Qualitätskomponenten zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern [UBA, 2015].**

Qualitätskomponentengruppe	Qualitätskomponente	Parameter
Gewässerflora	Phytoplankton*	Artenzusammensetzung, Biomasse
	Makrophyten/Phytobenthos	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit
Gewässerfauna	Makrozoobenthos	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit, störungsempfindliche Arten, Diversität
	Fischfauna	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit, Altersstruktur

\*Bei planktonreichen Fließgewässern ist Phytoplankton zu bestimmen, bei nicht planktondominierten Gewässern sind Makrophyten bzw. Phytobenthos zu bestimmen.

Quelle: Umweltbundesamt

Die Qualitätskomponenten werden zur Einstufung des ökologischen Zustands Gewässertypspezifisch bewertet. Die Werte der Komponente, welche bei Abwesenheit anthropogener Stressoren vorhanden sind oder nur sehr geringe Abweichungen aufzeigen, beschreiben dabei den sehr guten Zustand eines Gewässers. Dieser Zustand dient als Referenz. Je weiter sich die Parameter davon entfernen, verändert sich dieser in den guten, mäßigen, unbefriedigenden und schlechten Zustand. Unterstützend dazu dienen Komponenten aus hydromorphologischen, chemischen und chemisch-physikalischen Parametern, um die Ergebnisse zu plausibilisieren. Im Sinne der WRRL besteht für natürliche Gewässer Handlungsbedarf bei einem Bewertungsergebnis unterhalb des guten Stadiums (vgl. Abb. 2-2).



**Abbildung 2-2: Bewertungsschema für den ökologischen Zustand nach EG-WRRL [Kraft, 2011].**

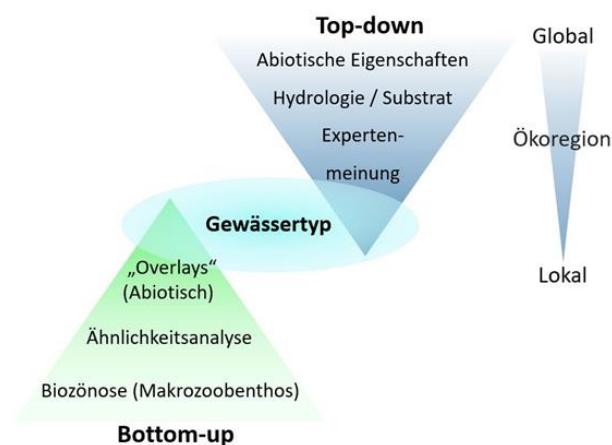
Das Schema zeigt exemplarisch die Grundzüge der Bewertung mithilfe der Qualitätskomponenten anhand eines Mittelgebirgsbaches des Gewässertyps 5.

Der ökologische Zustand anhand des Makrozoobenthos wird anhand verschiedener Module zu Saprobie, allgemeine Degradation und Versauerung errechnet, wobei das Modul mit der schlechtesten Bewertung den ökologischen Zustand bestimmt ("worst case"-Betrachtung). Hinter diesen Modulen verbergen sich derzeit 20 verschiedene bewertungsrelevante Metrics (Core-Metrics), welche auf die verschiedenen Gewässertypen angewendet werden können [Meier et al., 2006]. Mit den erhobenen Parametern kann eine Vielzahl verschiedenster Belastungen anhand der Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft betrachtet werden (z.B. Fauna-Index: weist auf strukturelle Defizite, Saprobien-Index: zeigt organische Belastungen). Neben den bewertungsrelevanten Core-Metrics können für die einzelnen Module weitere nicht bewertungsrelevante Metrics für eine Defizidanalyse erhoben werden. So kann es z. B. bei einer niedrigen (mäßig, unbefriedigend und schlecht) saprobieller Einstufung zu einer starken Beeinflussung der anderen Module (Allgemeine Degradation und Versauerung) kommen, was zu unplausiblen Ergebnissen führen kann. Eine Anpassung der Modulergebnisse

kann hierbei vorgenommen werden. Ebenso die Betrachtung der nicht bewertungsrelevanten Metrics kann Hinweise zu anderen Stressoren aufzeigen. Bei den Core-Metrics kann einzig die Anzahl der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. (EPT) ein Hinweis zu toxischen Substanzen liefern. Die EPT-Ordnungen beinhalten überwiegend intolerante Taxa. Daher reagiert dieser Metric auch auf andere Belastungsarten, insbesondere saprobielle Belastung, Aufstau, und Versauerung [Meier et al., 2006]. Hingegen kann der aktuell nicht bewertungsrelevante SPEAR-Index eine deutlich trennschärfere PSM-Belastung aufzeigen [Liess und von der Ohe, 2005; Liess et al., 2008).

### 2.1.2 Fließgewässertypisierung

Die Typisierung der Fließgewässer stellt einen wesentlichen Stützpfeiler für die Zuordnung der Wasserkörper sowie bei der Entwicklung der Monitoringkonzepte und -programmen im Sinne der WRRL dar. Sie wird als Grundlage der Bewertung im Anhang II der Richtlinie vorgeschrieben [EG-WRRL, 2000]. Wie bereits erwähnt, wurden im Rahmen umfangreicher Studien zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 25 biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen identifiziert. In einem ersten Ansatz wurden die Fließgewässer nach ihren abiotischen Eigenschaften typisiert, was den drei oberen Gliederungsebenen nach der Ökoregion (Alpen-, Mittelgebirgs- und Tieflandflüsse), den geomorphologischen Eigenschaften (Sohlesubstrat, silikatische, karbonatische oder organische Ausprägung) und der Gewässergröße entspricht. In einem anschließenden Projekt wurden die einzelnen Fließgewässertypen mit geeigneten Makrozoobenthosdatensätzen (bottom-up) validiert (vgl. Abb. 2-3) und anhand von Referenzgewässern mögliche Referenzzönosen erhoben [Haase, et al., 2004].



**Abbildung 2-3: Methodisches Vorgehen bei der Bestimmung der Fließgewässertypen**

Mittels Makrozoobenthos-Daten wurden die Gewässertypen in NMS-Ähnlichkeitsanalysen und Überprüfung der Typen auf weitere Subtypen durch Einbeziehen der abiotischen Eigenschaften (Overlays) ergänzt und validiert.

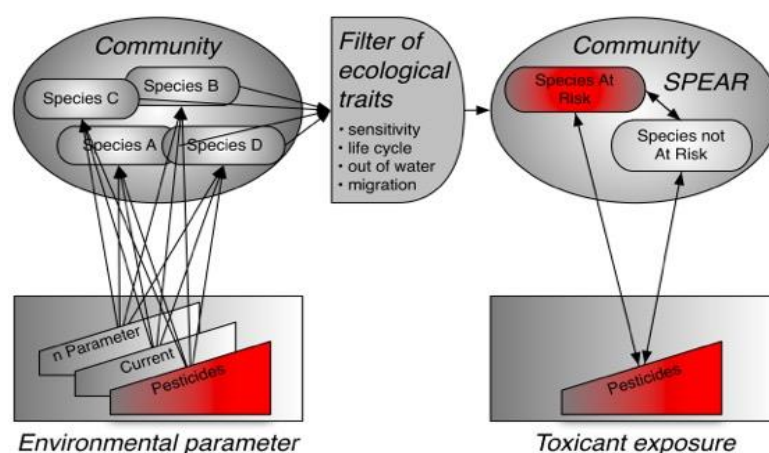
Die Fließgewässertypen-Liste (vgl. Tab. 2) wird in zahlreichen Programmen zur Umsetzung des NAP sowie der EG-WRRL verwendet, weshalb sie intensiv diskutiert wurde. Auch heute ist die Typisierung noch nicht vollständig abgeschlossen und einige Typen können nur schwer zugeordnet werden, da sie sich in Teilen ihrer Geomorphologie oder Biologie überschneiden. Daher wurden sie verschiedentlich revidiert. [URL, 1; Rolaufts, et all., 2002]. Das aktuelle Klassifikationsschema stammt heute von Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008.

**Tabelle 2: biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands nach [Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008].**

Ausgewählte Gewässerlandschaften und Regionen nach BRIEM (2003)	biozönotischer Typ			
	Längszonierung <sup>1) 2)</sup>			
	Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
<b>Ökoregion 4: Alpen, Höhe &gt; 800 m</b>				
Kalkalpen, Flyschzone	1 <sup>3)</sup>			
<b>Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200 - 800 m und höher</b>				
<b>Alpenvorland</b>				
Tertiäres Hügelland, Niederterrassen, Ältere Terrassen, Altmoränenland	2 <sup>3)</sup>			
Jungmoränenland	3 <sup>3)</sup>		4	
Auen (über 300 m Breite)				
<b>Mittelgebirge</b>				
Gneis, Granit, Schiefer, übrige Vulkangebiete	5	9		
Buntsandstein, Sandbedeckung	5.1		9.2	
Lössregionen, Keuper, Kreide	6 <sup>3)</sup>	9.1 <sup>3)</sup>		
Muschelkalk, Jura, Malm, Lias, Dogger, Kalke	7			
Auen (über 300 m)				10
<b>Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe &lt; 200 m</b>				
Sander, Sandbedeckung, Grund- und Endmoräne	14	15	15_g	
Lössregionen	18			
Grund- und Endmoräne, Ältere Terrassen	16	17		
Auen (über 300 m)				20
Marschen	22 <sup>4)</sup>			
Jungmoränenland: Grundmoränen, Auen (über 300 m) z. T. vermoort	23			
<b>Ökoregion unabhängige Typen</b>				
Sander, Lössregionen, Auen (vermoort)	11	12		
Auen (über 300 m)	19			
Sander, Grund- und Endmoräne	21 <sup>3)</sup>			

### 2.1.3 Monitoring von Pestizidbelastungen in Flüssen - SPEARpesticide

Der Nachweis von Pestiziden in fließenden Gewässern ist teuer, zeitaufwendig und erfordert ein sehr komplexes Sampling-Design, insbesondere für eine große Anzahl von Probenahmestellen ist es daher kaum praktikabel. Auch durch den Umstand, dass für Laboruntersuchungen gesammelte Proben nur den Zustand zum Zeitpunkt der Probenahme repräsentieren, lässt die Wahrscheinlichkeit steigen, dass kurzzeitige Pulsbelastungen übersehen werden. Darüber hinaus erschwert die Vielfalt an Pestiziden und deren außerordentlich geringen Konzentrationen die Abdeckung des gesamten Spektrums bei chemischen Analysen [Stehle et al., 2013]. Vielversprechend ist hingegen der Ansatz zur Bewertung der Pestizidkontamination in Strömen durch die Verwendung von Bioindikatoren. Bioindikatoren ermöglichen die Integration verschiedener Zeiträume, können indirekte biotische Effekte von Schadstoffen aufzeigen und sind meistens einfach und kostengünstig zu erheben [Holt & Miller, 2010]. Da Makroinvertebraten durch eine Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Stressoren beeinflusst werden, ist die Beurteilung der Auswirkungen häufig erschwert. Um dieses Problem zu lösen, wurde der merkmalsbasierte SPEAR-Index entwickelt, um die Auswirkungen der insektiziden Toxizität von Pestiziden auf das Makrozoobenthos in Strömen zu quantifizieren [Liess & von der Ohe, 2005]. Die grundlegende Annahme hierbei ist, umso höher die toxische Belastung, desto geringer wird der Anteil PSM-sensitiver Arten in der Gemeinschaft. Der SPEAR-Index berechnet hierzu den Anteil empfindlicher Arten einer Gemeinschaft. Mithilfe verschiedener biologischer Eigenschaften werden die Taxa als pestizidempfindliche Spezies (SPECiesAt Risk - SPEAR) oder als Pestizid-tolerante Spezies (SPENotAR) klassifiziert (vgl. Abb. 2-4).



**Abbildung 2-4: Diagramm des merkmalsbasierten SPEAR-Konzept [Liess, 2015].**

Nach ihren biologischen Eigenschaften werden die Arten in Risikogruppen eingeteilt, der Anteil gefährdeter Arten spiegelt die PSM-Belastung eines Gewässers wieder.

Anhand umfangreicher Recherchen und toxikologischer Versuche wurde den Arten zum einen die relative physiologische Sensitivität (im Vergleich zu *D. magna*) zugeordnet. Als empfindlich werden hierbei jene Arten angesehen, deren entsprechende Sensitivität kleiner oder mindestens so niedrig ist, wie bei der Ordnung Odonata. Entsprechend unempfindlich sind jene Arten deren relative Sensitivität darüber liegt. Zum anderen wird noch unterschieden, in welchem Maße die Arten aufgrund ihrer Lebensweise exponiert sind, oder sich der Bestand nach Kontamination wieder erholen kann. Hierbei entscheidet die Generationszeit, die Migrationsfähigkeit und die Wahrscheinlichkeit einer Exposition ausgesetzt zu sein darüber, ob die Arten zu den Species at Risk gezählt werden. Das bedeutet, dass PSM-sensitive Arten ausgeschlossen werden können, wenn sie (i) eine niedrige Generationsrate besitzen, (da sich z.B. bi- und plurivoltine Arten in ihrem Bestand schnell erholen, was zu Fehlinterpretationen führen würde), (ii) eine hohe Migrationsfähigkeit aufweisen, (denn gerade Ordnungen, welche als Adulttiere fliegend große Strecken überwinden oder auch Arten welche hololimnisch sind und wie Decapoden und Gammariden sich schwimmend weit bachaufwärts bewegen können, würden durch schnelle Wiederbesiedelung der belasteten Abschnitte eine Index-Erhöhung hervorrufen), (iii) nicht exponiert sind, (da diese Arten aufgrund ihrer Lebensstadien während der Zeiten höchster Belastung nicht im Gewässer vorkommen) [Liess et al., 2008]. Nach erfolgter Filtrierung dieser Arten, wird die relative Häufigkeit empfindlicher Taxa (SPEAR-Index) in der Gemeinschaft wie folgt berechnet:

**Formel 1: Berechnung SPEAR-Index**

$$SPEAR_{pesticide} = \frac{\sum_{i=1}^n \log(x_i + 1) y}{\sum_{i=1}^n \log(x_i + 1)} \frac{1}{SPEAR_{reference}}$$

mit

$n$  = Anzahl Taxa;  $x_i$  = Abundanz von Taxon  $i$ ;  $y = 1$  wenn Taxon  $i$  als SPEAR-sensitiv klassifiziert ist;  $y = 0$  wenn Taxon  $i$  als SPEAR-insensitiv klassifiziert ist.  $SPEAR_{reference}$  = Mittlerer SPEAR-Index unter Referenzbedingungen gemäß [Knillmann et al., 2017].

## 2.2 Verwendete Software

Im Folgenden wird auf die für die Verwendung des Image PlugIns notwendige Software eingegangen. Alle folgenden Softwarepakete sind public domain und somit frei erhältlich.

### 2.2.1 Java in Eclipse

Java ist eine objektorientierte Programmiersprache, welche von Sun entwickelt und 1996 veröffentlicht wurde. Sie zeichnet sich durch einige zentrale Eigenschaften aus, welche sie universell einsetzbar macht. Da Java objektorientiertes Programmieren ermöglicht, können wiederverwertbare Softwarekomponenten programmiert werden. Eine zentrale Eigenschaft von Java ist seine Plattformunabhängigkeit bzw. Betriebssystemunabhängigkeit. Um die Aufgaben der Java-Softwareentwicklung möglichst effektiv und effizient zu gestalten, existieren für Java verschiedene Entwicklungsumgebungen kurz IDE's (*Integrated Development Environment*). Die geläufigste frei erhältliche Entwicklungsumgebung Eclipse, wurde von IBM (International Business Machines) entwickelt und 2001 als Open Source freigegeben. Eclipse wurde selbst in Java geschrieben und steht mittlerweile unter der EPL (Eclipse Public Licence). Der große Vorteil von Eclipse ist die Erweiterbarkeit mittels Plugins. Desweiterem gibt es eine große Anzahl open-source Erweiterungen, welche sie sehr vielseitig macht [Ullenboom, 2011].

### 2.2.2 ImageJ

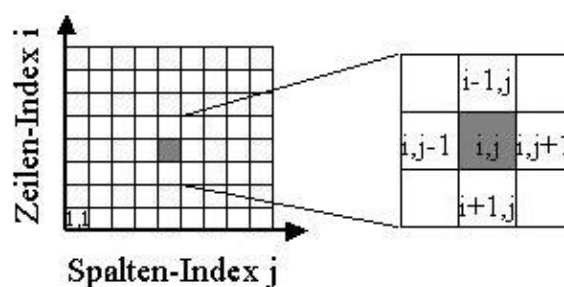
Software für digitale Bilder dient entweder der Bearbeitung von Bildern (z. B. Zeichenprogramme wie Paint oder Adobe Photoshop) oder zur Bildverarbeitung, welche zur Programmierung mit umfangreichen Bibliotheken ausgelegt sind z.B. MatLab. ImageJ hingegen ist eine Kombination aus beiden. ImageJ ist eine Java-basierte Software zur Be- und Verarbeitung von Bildern. Sie wurde von Wayne Rasband am U.S. National Institutes of Health (NIH) entwickelten und findet häufigen Einsatz in der medizinischen und biologischen Bildverarbeitung sowie in der wissenschaftlichen Bildanalyse. Die Software bietet bereits fertige Werkzeuge um Bilder darzustellen oder zu manipulieren und lässt sich wegen seines Plugin-Konzepts sehr einfach durch eigene oder bereits existierende Softwarekomponenten erweitern. Ein Java-Code kann dabei sofort ausgeführt werden ohne ImageJ neu starten zu müssen. Für Bildverarbeitungsalgorithmen stellt es daher eine ideale Basis dar, um schnell und effektiv den integrierten Code zu testen [Burger & Burge, 2015].

### 2.2.3 QGIS

QGIS (ehemals Quantum-GIS) ist seit Juli 2002 ein plattformunabhängiges, GNU (General Public License) lizenziertes Geoinformationssystem. Es dient der Betrachtung, Bearbeitung und Erfassung von Raster-, Vektor- und Datenbankformaten. Die Architektur des Programmes baut dabei größtenteils auf Erweiterungen auf, wodurch es durch die verschiedensten Applikationen, welche mit räumlichen Daten arbeiten, einfach erweiterbar ist. Eine räumliche Datenanalyse ist dabei eine der wichtigsten Funktionen und die Ergebnisse jener Analysen können nicht nur auf Karten visualisiert, sondern auch in Form von Tabellen ausgegeben werden [QGIS,2013]. Gerade die Bestimmung von Überlappungen unterschiedlicher räumlicher Objekte sowie Nachbarschaftsanalysen spielen in dieser Arbeit eine entscheidende Rolle.

### 2.2.4 Datenmodelle in Geoinformationssystemen

In Geoinformationssystemen werden Daten entweder in Form von Rasterdaten oder Vektordaten gespeichert. Im Rastermodell wird der Raum mit Hilfe zwei- bzw. dreidimensionaler Objekte in beliebiger Form und Größe abgebildet, jedoch ohne Lücken oder gegenseitige Überschneidungen. Merkmalsausprägungen werden hierbei als Zahlenwerte jeder Zelle einer Matrix zugeordnet und abgespeichert. Die Zellen werden oft Pixel oder Rasterzellen genannt. Der Vorteil gerasterter Daten besteht in der einfachen Datenstruktur wobei jeder Pixel über den Laufindex des Koordinatensystems einfach identifiziert werden kann, wodurch logische und algebraische Operationen einfach anzuwenden sind (vgl. Abb. 2-5).





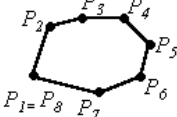
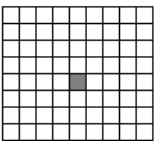
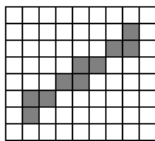
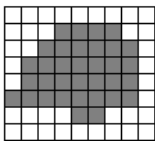
**Abbildung 2-5: Geometrie Im Rastermodell**

Im Raster-Modell werden regelmäßige Maschen verwendet um das Untersuchungsgebietes, die Fläche oder den Raum darzustellen.

Im Unterschied zur digitalen Fotografie stellt hierbei jeder Pixel eine Raumeinheit dar, z.B. eine Fläche von 3 x 3 m. Die Informationen über Größe und Koordinatenursprung der Pixel im Raum können zusätzlich in der Bilddatei eingebettet werden (Georeferenzierung), wodurch sie zu Kartenprojekten als Daten-Layer zu Geoinformationssystemen hinzugefügt werden können.



Problematisch ist, dass bei Rasterdaten häufig eine räumliche Ungenauigkeit durch die Beschränkung der Zellmaße vorliegt. Wird die Zellgröße verringert, steigt die Genauigkeit, was jedoch auf Kosten des Speicherbedarfs und der Bearbeitungsgeschwindigkeit geht. Im Gegensatz dazu bilden Vektordaten das zweite große Datenmodell, das in GIS-Anwendungen und in der Computerkartographie verwendet wird. Punktobjekt wird hier als Koordinatenpaar ( $x/y$ ) erfasst und Linienobjekt als Sequenz mehrerer, auch Stützpunkte oder Knoten genannt ( $x_1/y_1, x_2/y_2, x_3/y_3, \dots, x_n/y_n$ ), welche durch Liniensegmente verbunden sind. Eine Fläche wird ebenso durch einen Linienzug beschrieben, doch bilden mindestens drei Knoten durch Kanten verbunden eine geschlossene Fläche (Polygon), welche die Außengrenzen definieren. Jedem Objekt können neben seiner Geometrie auch Eigenschaften (Attribute) zugeschrieben werden (z.B. Name, Typ usw.), welche im Gegensatz zum Rastermodell mit dem Objekt selbst verknüpft sind. Abbildung 2-6 verdeutlicht die Objekte der verschiedenen Modelle. Im Vektormodell ist die benötigte Datenmenge deutlich geringer und die Objekte können mit einer beliebigen geometrischen Genauigkeit dargestellt werden, doch sind logische Operationen, z.B. Verschneidungen sehr aufwendig. Rastermodelle werden daher häufiger zur Analyse eingesetzt, wohingegen Vektordaten sich besser zur Modellierung einzelner Objekte eignen [de Lange, 2013].

		Punkt	Linie	Fläche
<b>Vektor</b>	digital	$P(x,y)$	$P_1, P_2, P_3, \dots$	$P_1, P_2, P_3, \dots, P_n$ $P_n = P_1$
	analog			
<b>Raster</b>	digital	Pixel	Pixel(menge)	Pixel(menge)
	analog			

**Abbildung 2-6: Vektor und Rasterobjekte gegenübergestellt**

Punkt, Linien und Flächenobjekte (Polygone) im Raster und Vektormodell.

### 3 Methodische Programmkonzeption

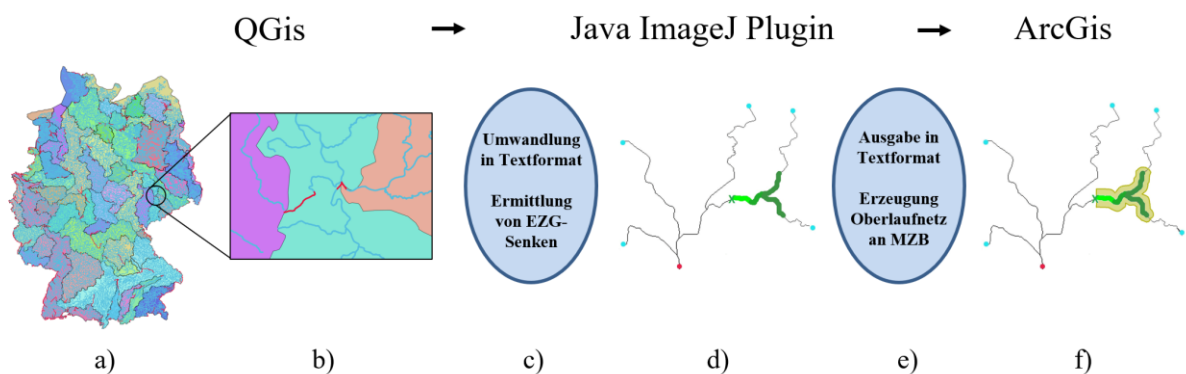
In dem nachfolgenden Kapitel wird das Plugin schrittweise beschrieben. Aktuell ist das Programm noch nicht auf eine Benutzung dritter ausgelegt, da es weitgehend verwendet wurde, um aus den vorhandenen Daten zusätzliche Informationen zu extrahieren. Daher wurde weitgehend auf eine komplexe grafische Oberfläche verzichtet. Lediglich ein kleines Eingabefenster wurde hinzugefügt, um die Auswirkung verschiedener Parameter schnell testen zu können. Das Plugin befindet sich sozusagen noch in den Kinderschuhen und soll zukünftig erweitert werden. Nach einer Übersicht über die verwendeten Dateiformate, Softwarepakete und der Vorstellung des Klassenkonzepts, werden die wichtigsten Schritte zur Ausführung des Plugins anhand eines Flussdiagramms dargelegt. Um den Ablauf der einzelnen Bearbeitungsschritte zu verdeutlichen und um die exakte Vorgehensweise der Methoden erkennen zu können, wird im anschließenden Abschnitt die Nachbarschaftsanalyse eingehender betrachtet. Danach wird deren Umsetzung in den einzelnen Methoden beschrieben und schließlich endet das Kapitel mit einer Beschreibung der erzeugten Daten. Zur Plugin-Implementierung wurde folgende Soft- und Hardware auf dem Betriebssystem Windows10 Home verwendet:

**Tabelle 3: Verwendete Software**

Software:	Verwendung:
JDK 8 Update 65 (Version 1.8.0)	Java Development Kit. Ermöglicht die Programmierung in Java
Eclipse Neon.2 (Version 4.6.2)	Als Entwicklerumgebung für Java genutzt
ImageJ 1.50i	Bildverarbeitungssoftware auf Java-Basis
QGIS (Version 2.18.3)	Aufbereitung der Daten
ArcGIS (Version 10.4)	Erzeugung der Pufferpolygone
GeoTiffExamine (Version 1.01)	Zur Georeferenzierung der gerasterten Bilder
R Studio Desktop (Version 1.1.383)	Statistische Analyse
SPEAR Calculator (Version 0.10.0)	Berechnung SPEAR-Index

### 3.1 Datengrundlage und Programmkonzept

Wie bereits erwähnt, ist ImageJ ein Programm zur Bildbe- und -verarbeitung. Klassisch werden Bilder geöffnet, Plugins zur Verarbeitung des Bildes durchgeführt und anschließend das Ergebnis ausgegeben. Das hier vorgestellte Plugin erwartet als Eingabe hingegen Punktkoordinaten, welche zum Zeichnen des Gewässerverlaufs verwendet werden. Hierbei bedarf es einer Sequenz verschiedener Arbeitsschritte um die gewünschten Daten zu erzeugen. Der Gebietsausfluss eines Fließgewässers wird in der weiteren Beschreibung als „Senke“ bezeichnet. Abbildung 3-1 verdeutlicht bildhaft das grundlegende Arbeitskonzept.

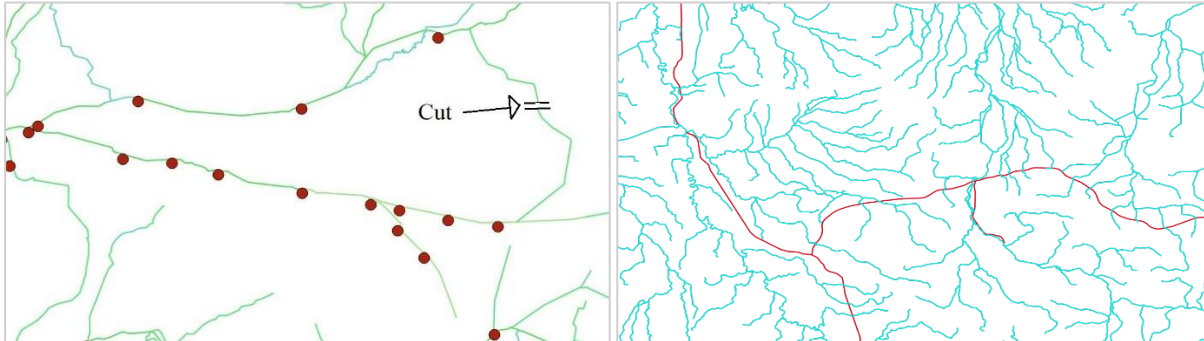


**Abbildung 3-1: Arbeitskonzept zur Ermittlung der Fließrichtung und Puffererzeugung**

a) Die Abgrenzung der Einzugsgebiete deutscher Fließgewässer wurde genutzt um Teilgewässerabschnitte zu erzeugen. b) Drei Angrenzende Einzugsgebiete. Die blauen Linien zeigen den Flussverlauf. Rot Markiert sind Vektoren, welche über die Grenze eines EZGs in ein anderes übergehen und am Grenzverlauf geschnitten wurden. Diese Schnittstellen stellen zumeist die Senke dar, welche c) für jedes EZG notiert wurde. Die Stützpunkte der Gewässer-Vektoren wurden in einer csv Datei gespeichert. Das Plugin d) erzeugt daraus eine Rasterdatei und berechnet die Fließrichtung und bestimmt den Oberlauf einer Messstelle. Die Ausgabe der Koordinaten e) erfolgt erneut im Textformat, womit in ArcGis f) ein Puffer um den Verlauf erzeugt wurde.

Als Grundlage diente das Gewässernetz des Digitalen Landschaftsmodells DLM 1000 (ATKIS, 2010b). Um das Fließgewässernetzes (vgl. Abb.3-1, a) mit Methoden der Bildanalyse in ImageJ analysieren zu können, mussten die Vektordaten gerastert werden. In QGIS konnte dies nicht durchgeführt werden, da die Vektordaten zu groß waren und schlichtweg zum Programmabsturz führten. In einem ersten Schritt wurde daher das Gewässernetz in 73 Einzugsgebiete unterteilt. Künstliche Kanäle wurden entfernt und größere Ringstrukturen an deren Ende geschnitten (vgl. Abb. 3-2). Überschneidungen mit den EZG-Grenzen der Gewässer (vgl. Abb. 3-1, b) wurden als Senke notiert. Dazu wurde eine csv-Datei angelegt, welche jedem EZG-Namen eine Punktkoordinate als Senke zuordnet. In einem zweiten Schritt wurden für jedes Einzugsgebiet (i) die Stützpunkte der EZG-Polygone und (ii) die Stützpunkte der darin liegenden Gewässervektoren extrahiert (vgl. Abb. 3-1, c). Hierfür wurde die QGIS Erweiterung MMQGIS verwendet, welche die Attribute sowie die Geometrie in zwei csv-Dateien exportiert.

Diese Daten dienen der weiteren Programmierung in Java (vgl. Abb. 3-1, d). Das Plugin liest die Stützpunkte ein und zeichnet daraus für jedes EZG eine Rastergrafik. Diese bilden die Grundlage des programmierten Algorithmus zur Bestimmung der Fließrichtung.



**Abbildung 3-2: Aufbereitung Gewässernetz.**

Links: Große Bifurkation, welche händisch geschnitten wurde. Rechts: Mittelland und Dortmund-Ems-Kanal hier in Rot, wurden aus dem Netz entfernt.

Die Koordinaten der MZB-Messstellen wurden ebenfalls aus einer csv-Datei eingelesen und den jeweils im Oberlauf befindlichen Pixeln mit abgestufter Entfernung (1 km, 3 km und 10 km) zugeordnet. Diese lokalisierten Pixel (Koordinaten) wurden schließlich im txt-Format gespeichert (vgl. Abb. 3-1, e) und dienten, eingelesen in ArcGIS, der Erzeugung von Polygonen entlang des Flussverlaufs mit einer Breite von 100 m links und rechts der Fließstrecke (vgl. Abb. 3-1, f). Mit Hilfe der Polygone konnte die Landnutzung entsprechend quantifiziert werden. Tabelle 4 gibt einen Überblick über die vorbereiteten Tabellen, auf die das Plugin zugreift. Dabei sind alle Tabellen über den EZG-Namen bzw. den Dateinamen (EZG-ID) miteinander verknüpft und identifizierbar. Aus den vorhandenen Daten wurden alle Koordinaten in das Projektkoordinatensystem Gauss-Krüger Zone 3 (EPSG:31467) umgerechnet.

**Tabelle 4: Datenstruktur der Eingabeparameter im Plugin**

Tabelle (csv)	Spalten
Senke (Senkenkoordinaten für jedes EZG)	EZG-ID
	x-Koordinate, Gaus-Krüger Meridianstreifensystem
	y-Koordinate, Gaus-Krüger Meridianstreifensystem
Rivers (EZG-ID) (Stützpunkte des Gewässerverlaufs)	Shape-id
	x-Koordinate, Gaus-Krüger Meridianstreifensystem
	y-Koordinate, Gaus-Krüger Meridianstreifensystem
Sampling (EZG-ID) (MZB-Koordinaten für jedes EZG)	Site-id
	x-Koordinate, Gaus-Krüger Meridianstreifensystem
	y-Koordinate, Gaus-Krüger Meridianstreifensystem

\*Rivers und Samplings stehen für verschiedene Datenordner welche die Tabellen enthalten.

### 3.2 Klassenkonzept

Die Klassenstruktur im Plugin ist relativ übersichtlich gestaltet. Prinzipiell existieren nur zwei voneinander unabhängige Klasse (*READcsv* und *flu*). Die wichtigsten erzeugten inneren Klassen werden an dieser Stelle nur kurz erwähnt, eine genauere Auflistung befindet sich in Anlage 1. Die jeweiligen Aufgaben der Klassen werden hier geklärt, und anschließend in einem Klassendiagramm (vgl. Abb. 3-3) dargestellt.

Die Klasse *READcsv* greift auf Methoden zurück, welche zur Erzeugung der gerasterten Bilder dienen und diese speichern. Zum Einlesen der Stützpunkte ist hier eine *BufferedReader* Klasse in Form einer inneren Klasse vorhanden, sowie zum Zeichnen die *java.awt* Klasse *Line2D*.

Als Zwischenspeicher wurde eine ganze Reihe Container-Klassen angelegt. Ihre Instanzen werden in der Klasse *flu* erzeugt. Sie dienen als Vermittler zwischen der Bildanalyse und Bildbearbeitung sowie als Speicher und Abfragemedium. Sie werden mit der *java.util* Klasse *ArrayList* erzeugt, welche den unabdingbaren Vorteil der veränderbaren Listengröße bieten. Dies ist nötig, da die Anzahl an Quellen und über Knoten verbundene Pixel sich während der Auswertung stetig verändern.

Die Aufgabe der Steuerung übernimmt eine ImageJ Klasse namens *GenericDialog*. Sie entstammt dem Paket *ij.gui* und dient dazu die Zusammenarbeit von *flu* und *READcsv* zu koordinieren. Sie verarbeitet die Benutzereingaben und reagiert entsprechend auf sie. Dazu ist in dieser Klasse eine *ActionListener*-Klasse in Form einer inneren Klasse vorhanden, welche die entsprechend Methoden aus den Klassen aufrufen kann.

In der Klasse *flu* hingegen befinden sich alle Methoden zur Ermittlung der Fließrichtung und Erzeugung der Gewässersegmente. Mit ihren Methoden wird auf den Bildspeicher zugegriffen und eine methodische Sequenz zur Verarbeitung und Analyse der Bilder abgespielt. Die Methoden greifen hierbei wiederholt auf ImageJ-eigene Klassen zurück, welche verschiedene Aufgaben übernehmen. Sie alle werden als innere Methoden aufgerufen und stellen das Rückgrat der Bildanalyse dar.

Für die Analyse der Bilder und Bearbeitung der einzelnen Pixel dient die Hilfsklasse *ImageProcessor*. Sie entstammt der Klasse *ImagePlus*, welche Bildobjekte erzeugt und

speichert. Der *ImageProcessor* wiederum speichert die Pixelinformationen des Bildes und enthält Methoden, welche den Zugriff auf diese ermöglicht.

Eine weitere wichtige Unterklasse ist der *Analyzer* in ImageJ. Dieser enthält weitere Klassen und Methoden, welche der Analyse der Bilder dienen. Verwendet wurde hier eine Unterklasse namens *ParticleAnalyzer*, die Algorithmen durchläuft, um Objekte in einer Rastergrafik zu identifizieren. Dazu gehören Flächen- und Linienobjekte, deren Zusammenhang oder Anzahl mithilfe der Pixelattribute im *ImageProcessor* erfasst werden kann.

Die Klassen *PolygonRoi* und *Wand* aus dem ImageJ Packet *ij.gui*, erfassen hingegen nur einen Teilausschnitt aus dem Bild. Die *Wand* klasse wählt Pixel mit gleichem oder ähnlichem Schwellenwertpixel aus, die einen zusammenhängenden Bereich bilden. Erfasst also einzelne Rasterobjekte, im Gegensatz zum *ParticleAnalyzer*, welcher alle erfasst. Sie wurde genutzt, um fehlerhafte Pixel, welche nicht zum Gewässernetz gehören, zu erfassen, und Mithilfe der Klasse *PolygonRoi* zu ersetzen.

Zum ausschließlichen Aufruf von ImageJ ist die *main* Methode in der *XMI* Klasse ausgelagert.

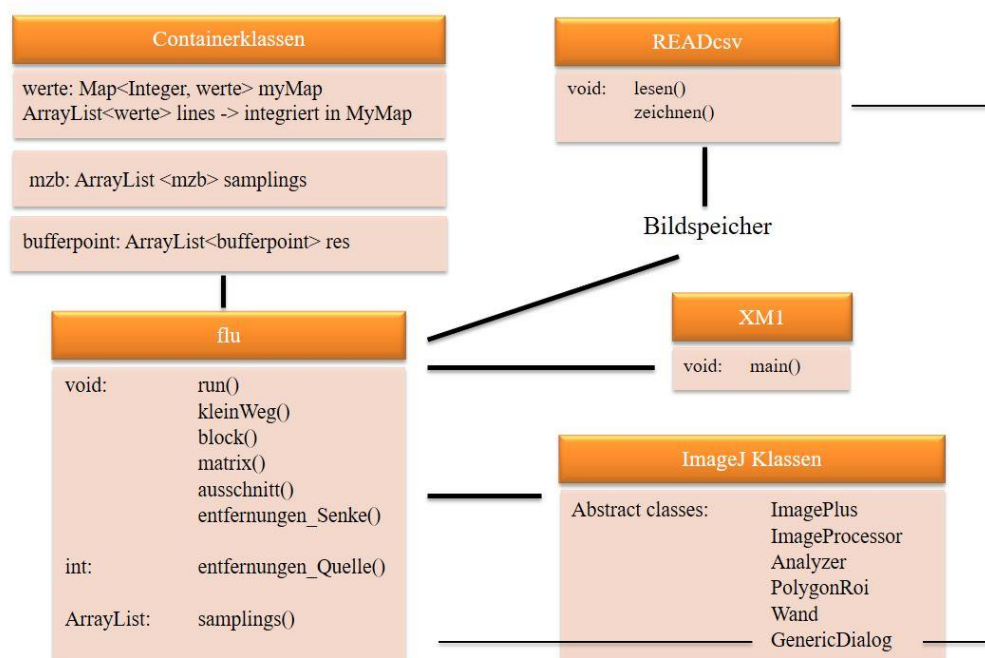


Abbildung 3-3: Klassendiagramm des Plugin

### 3.3 Vorgehensweise des Plugins

Zum Verständnis der Vorgehensweise des ImageJ-Plugins soll an dieser Stelle der allgemeine Ablauf erläutert werden. Auf die iterativ aufgerufenen Methoden wird jedoch erst im nächsten Kapitel genauer eingegangen. Das Flussdiagramm in Abbildung 3-4 (a-j) verdeutlicht hierbei alle Stationen des Programms nach dem Start. Anzumerken an dieser Stelle ist, dass im Flussdiagramm nur die wichtigsten Schleifen als gekrümmte Pfeile dargestellt sind. Um die Klassenaufrufe wurden auch for-schleifen implementiert, welche die Dateipfade durchlaufen, um alle 73 Einzugsgebiete (Dateien) abzuarbeiten.

- a) Zu Beginn werden die Daten des Benutzers erfasst und in dem dazugehörigen Parameterobjekt gespeichert. Diese Parameter haben großen Einfluss auf Geschwindigkeit und Genauigkeit der späteren Berechnungen.
- b) Die Eingabe des Benutzers sieht zum einen die Erfassung der nötigen Ordnerstruktur vor. Hierbei muss ein Dateipfad angegeben werden, der weitere Unterordner enthält. In diesen sind bzw. werden im Programmverlauf Metadaten, Ergebnisse, Bilder, Messstellen und Gewässertabellen hinterlegt. Weiterhin sind die Pixelgröße in Metern und die Segmentlänge in Metern im Oberlauf einer Messstelle einzugeben.
- c) Zur Auswahl steht es dem Benutzer frei nur die Rasterbilder oder die Fluss-Segmente zu erzeugen. Entsprechende Button können ausgewählt werden. Klickt der Benutzer hingegen auf den Button OK, werden beide Klassen nacheinander ausgeführt.
- d) Nachdem alle Daten gerastert wurden, erfolgt anschließend das erneute Öffnen und Bearbeiten dieser Bilder mit Methoden aus ImageJ. Hierbei werden Ringstrukturen durch Linien ersetzt und einzelne fehlerhafte Pixel, welche nicht mit dem Gewässernetz verbunden sind, sowie nicht eindeutige Knotenpixel identifiziert und repariert. Zur visuellen Kontrolle werden diese Bilder im entsprechenden Ordner abgelegt.
- e) Aus dem reparierten Pixelnetz-Bild wird anschließend eine Matrix (*pix*) erzeugt, welche für jeden schwarzen Pixel die Anzahl der schwarzen Nachbapixel erhält, sowie eine zweite Matrix (*m*), die jedem schwarzen Pixel eine Pixel-ID zuordnet. Die Anzahl der Nachbapixel ist dahingehend entscheidend, da hierdurch definiert wird, ob ein Pixel

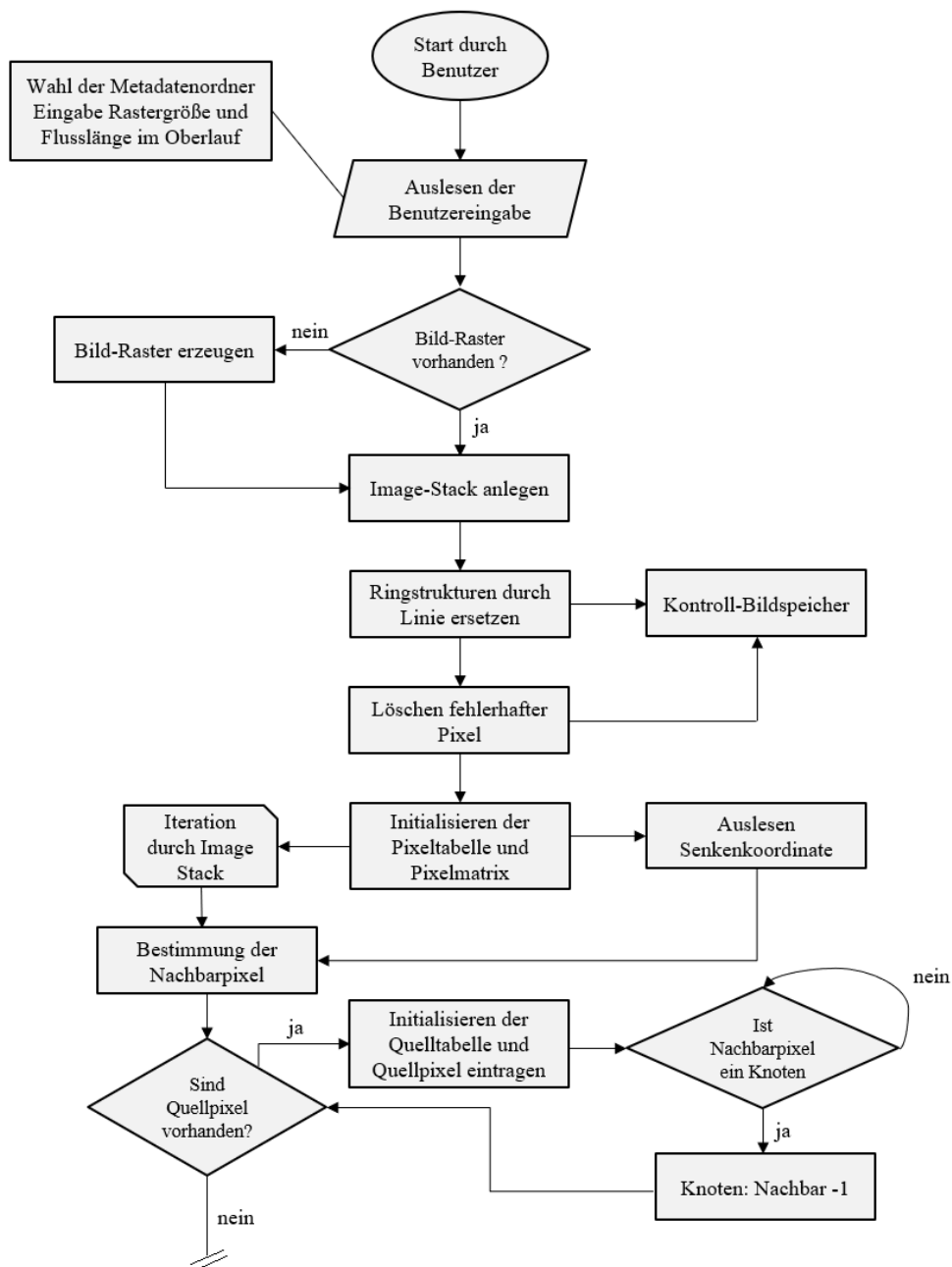
einen Knoten (Anzahl Nachbarn = 3 oder 4), eine Linie (Anzahl Nachbarn = 2) oder eine Quelle (Anzahl Nachbarn = 1) darstellen.

- f) Zu den folgenden Bearbeitungsschritten wird parallel immer eine Tabelle (*myMap*) gepflegt, welche alle Informationen zu jedem schwarzen Pixel erhält. Dazu gehören die Entfernung und ID zum jeweiligen Quellnachbarn sowie Koordinaten in GK Zone 3 und die jeweilige Pixelkoordinate.
- g) Der nächste Schritt beinhaltet die Zuordnung der EZG-Senke. Die Senkentabelle wird geöffnet und die Koordinate des entsprechenden EZGs abgelegt. Nach Umrechnen in Bildkoordinaten wird der nächstgelegene Nachbarnpixel gesucht, welcher nur einen einzigen Nachbarn hat. Dieser Index wird als echte Senke (Gebietsausfluss) in der Nachbarschaftsmatrix und der MyMap hinterlegt.
- h) Anschließend erfolgt die Ermittlung der Fließrichtung. Hierfür werden alle *MyMap*-Einträge, welche nur einen Nachbarn haben, als Quellen identifiziert und in eine Quellentabelle eingetragen. Diese werden der Quellen-Methode übergeben, welche alle Nachbareinträge bis zum nächsten Knoten abläuft und die entsprechenden Entfernungen und Richtungen des Flussverlaufs in der *MyMap* ergänzt. Dieser Schritt wird wiederholt, bis ein Knoten noch genau einen Nachbarn aufweist und damit zur neuen Quelle wird. Erst bei Erreichen der totalen Senke bricht der Schleifendurchlauf ab.
- i) Nach Ermittlung der Fließrichtung beinhaltet der letzte Schritt innerhalb der *Matrix*-Methode die Zuordnung von Gewässerabschnitten. Die Ablauflogik ist dabei umgekehrt. Es werden die Nachbarschaften innerhalb der *MyMap* von Senke zu Quelle durchlaufen. Wird ein Knoten erreicht, werden die übrigen Verzweigungspixel zu Senken. Dabei erhalten Einträge (Pixel) die Information, ob sie sich auf dem Hauptverlauf des Gewässers befinden oder eine Abzweigung darstellen. Jede Abzweigung erhält dabei einen Index, welcher bis zur Quelle fortlaufend ansteigt. Dadurch kann bestimmt werden, wie oft sich der Flussverlauf an einer MZB-Messstelle bereits verzweigt hat. Ebenso wichtig ist hier auch die fortlaufende Nummerierung in jedem Segment, da die Pixelkoordinaten für die spätere Umwandlung in Vektoren als



Stützpunkte verwendet werden und ohne eindeutige Abfolge des Flussverlaufes verändert werden würden.

- j) Der Code endet damit, dass die entsprechende MZB-Datei eingelesen wird und die Koordinaten dem nächstgelegenen Flusspixel zugeordnet werden. Ausgehend von diesem Pixel werden in einem definierten Radium alle Pixel gesucht und die Einträge mit den geringeren Quelldistanzen als Ergebnistabelle abgespeichert.



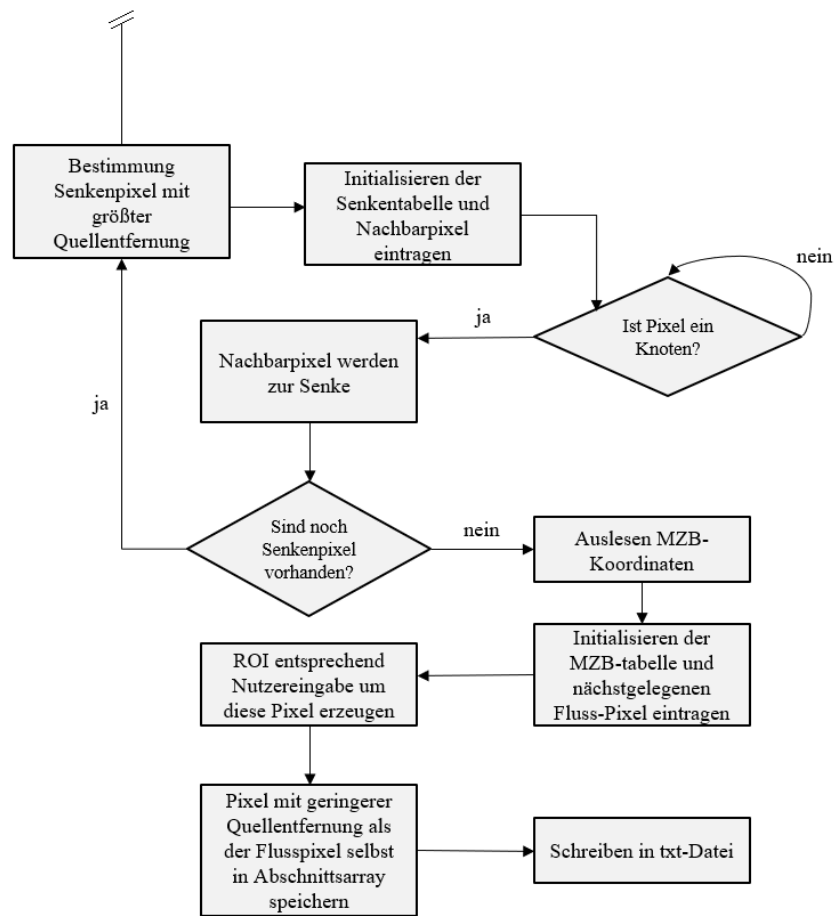


Abbildung 3-4: Flussdiagramm zum Programmablauf


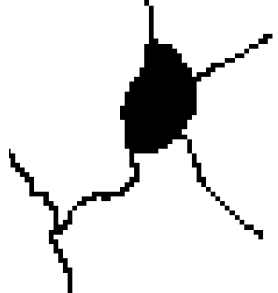

### 3.4 Nachbarschaftsanalyse – Eindeutigkeit des Gewässernetzes

Wie bereits im vorangegangenen Abschnitt erwähnt wird das Rasternetz einer Reihe von Bearbeitungsschritten unterzogen. Was dabei genau passieren soll und wie die Pixel im Einzelnen behandelt werden, soll in diesem Kapitel anhand zweier Beispiele erläutert werden.

- Skelettieren:

Bifurkationen sind in natürlichen und künstlichen Fließgewässernetzen keine Seltenheit. Zur Ermittlung der Fließrichtung stellen sie jedoch ein Hindernis dar. Größere Ringstrukturen wurden in QGIS bereits aufgebrochen (vgl. Abb. 3-2) um eine Lageverschiebung bedeutender Flussverläufe durch den nun folgenden Bearbeitungsschritt zu vermeiden, da dieser eine neue Linie durch einen Ring hindurch erzeugt. Tabelle 5 verdeutlicht die Schritte und aufgerufenen ImageJ Methoden, um Bifurkationen zu entfernen.

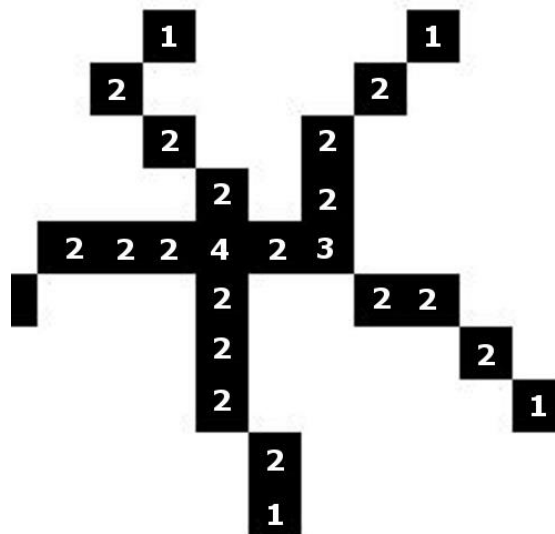
**Tabelle 5: Entfernen von Bifurkationen**

Beispielflussverlauf	Beschreibung-Methode
	Nicht bestimmbare Fließrichtung durch komplexe Bifurkation. Auch wenn Eintritts- und Austrittsverlauf offenbar ersichtlich sind, bleibt die Richtung zwischen den ankommenden Flüssen nicht bestimmbar.
	ImageJ: <i>FillHoles</i>  Der Befehl FillHoles erkennt eingeschlossene Hintergrundelemente und füllt die Ringstruktur auf, wodurch eine Fläche erzeugt wird.
	ImageJ: <i>Skeletonize</i>  Nach Skelettieren dieser Fläche entsteht ein eindeutig definierbarer Flussverlauf. Gleichzeitig werden überflüssige Pixel an Linien entfernt, was zwar auf Gunsten der Genauigkeit geht, doch in Anbetracht der später erzeugten Datenmenge verkraftbar erscheint.

\*MZB-Messstellen an veränderten Bifurkationen wurden ausgeschlossen

- Knoten bestimmen:

Knoten, Kanten und Quellpixel werden durch ihre Nachbarschaft definiert. Hierbei reicht es jedoch nicht aus, die bloße Anzahl vorhandener Nachbarpixel zu zählen. Was bei einer Quelle und Kante noch eindeutig ist, funktioniert nicht bei Knoten. Denn bei ihnen kann eine einzige Abzweigung durch mehrere Nachbarpixel definiert sein und eine Kante welche an den Knoten anbindet, hat auch mehr als zwei Nachbarn, was zum frühzeitigem Abbruch, Pixelsprüngen und fehlerhaften Durchläufen im Quellalgorithmus führen kann. Die Definition eines Knoten- (Wert 3 oder 4) oder Kantenpixels (Wert 2) muss daher durch die genaue Betrachtung der Lageverteilung der Nachbarpixel durchgeführt werden. Abbildung 3-5 veranschaulicht an einem Beispiel welche Indexeinträge den Pixeln zugeordnet werden. Bei der weiteren Methodenbeschreibung wird daher von Nachbarschaftsbeziehung gesprochen, wenn die Wertzuweisungen der verschiedenen Flussobjekte gemeint sind.



**Abbildung 3-5: Wertzuweisung für jeden Pixel.**

Durch die einfache Zuordnung der Pixel in Quelle, Kante und Knoten, wird das Netz klar definiert. Dabei wird die Anordnung der Nachbarpixel bewertet, wodurch auch Pixel mit 5 Nachbarn eine Kante darstellen können.

### 3.5 Methodenbeschreibung des Plugin

In diesem Kapitel werden die relevanten Methoden eingehend Beschreiben. Besonderes Augenmerk wird hierbei auf die Methode *matrix*, sowie *entfernungen\_Quelle* und *entfernungen\_Senke* gelegt, da sie die wichtigsten Algorithmen beinhalten. Bei den Quellcodeauszügen wurden nur die wichtigsten Schritte dargestellt, um die Übersichtlichkeit zu wahren. Entscheidende Schritte vor und nach den Auszügen werden zum Verständnis jedoch auch erläutert.

#### 3.5.1 READcsvlesen

Um aus den aus QGIS exportierten Stützpunkten der Gewässervektordaten Liniensegmente zu erzeugen, wird für jedes EZG die Methode *lesen* aufgerufen. Als Methodenparameter werden Objekte der Klasse *flu* übergeben. Dazu gehört die Variable *pixel*, welche die vom Nutzer eingegebene Pixelgröße in Meter hält, sowie drei Variablen der Klasse *String*, welche Ein- und Ausgabepfad und den EZG-Namen (EZG-ID) beinhalten. Der Aufbau der zu lesenden Datei ist in Abbildung 3-6 verdeutlicht. Zwei aufeinander folgende Koordinaten mit identischer shapeid bilden hier ein Liniensegment. Mithilfe der Java-Klasse *BufferedReader* werden die Zeilen eingelesen. Die Strings der Koordinaten werden als double geparkt (vgl. Listing. 1, Zeile 3-6) und wenn ein Koordinatenpaar ein Liniensegment darstellt, wird es als Objekt der Java-Klasse *Line2D* in eine ArrayList geschrieben (vgl. Lis. 1, Zeile 13-15).

```
"shapeid","x","y"
"0","3800423.5866","5617372.69097"
"0","3800415.14072","5617381.35333"
"1","3790866.46014","5654929.43614"
"1","3790849.89893","5654933.30131"
"1","3790840.20592","5654936.54875"
```

Abbildung 3-6: Aufbau Stützpunktdatei

```
01      final int id1 = Integer.parseInt(split1[0]);
02      final int id2 = Integer.parseInt(split2[0]);
03      final double x1 = Double.parseDouble(split1[1]);
04      final double x2 = Double.parseDouble(split2[1]);
05      final double y1 = Double.parseDouble(split1[2]);
06      final double y2 = Double.parseDouble(split2[2]);
07
08      xMax = (int) Math.max(x1, xMax);
09      yMax = (int) Math.max(y1, yMax);
10      xMin = (int) Math.min(x1, xMin);
11      yMin = (int) Math.min(y1, yMin);
12
13      if(id1==id2){
14          Line2D.Double lin = new Line2D.Double(x1/pixel,y1/pixel,x2/pixel,y2/pixel);
15          lines.add(lin);
16      }
```

Listing 1: Erzeugung eines Linienobjekts

In den Zeilen 8-11 von Listing 1 werden die größten und kleinsten Koordinaten der gesamten Datei gespeichert. Sie dienen später der Umrechnung in Pixelkoordinaten sowie zur Georeferenzierung der Rasterdaten und werden im Anschluss mittels *BufferedWriter* in einer txt-Datei gespeichert.

### 3.5.2 READcsv.zeichnen

Auch die Methode *zeichnen* erhält als Methodenparameter die Variable *pixel* sowie den Ausgabepfad und den EZG-Namen als String. Die wichtigsten Schritte verdeutlicht Listing 2. In den ersten beiden Zeilen werden die aus der Methode *lesen* erzeugten, global angelegten Maximal- und Minimal-Koordinaten genutzt, um die Ausdehnung des Bildes in Pixeleinheiten umzurechnen. Die Klasse *NewImage* (Zeile 3) wurde zur Erzeugung eines Bildobjektes vom Typ *ImagePlus* verwendet. Das Bild wurde „weiß“ gefüllt, „Skelett“ genannt und die zuvor berechnete Dimension *xD* x *yD* übergeben. Die 1 steht für die Erzeugung eines einzelnen Bildes. Mit der *ImageProcessor* Klasse (Zeile 4) wird auf die Pixel zugegriffen. Anschließend werden in einem Schleifendurchlauf (Zeile 6) die Linienobjekte aus der Arraylist gelesen und -umgerechnet in Bildpixel- mittels *drawLine* in den *ImageProcessor* geschrieben. Da hier kein weiterer Parameter zur Linienfarbe eingetragen wurde, werden diese automatisch mit dem Wert 255 (schwarz) erzeugt. Nachdem alle Linienobjekte gezeichnet wurden, wird dieser wieder zurückgesetzt und in Zeile 15 als png-Datei gespeichert.

```

01      int xD = (xMax-xMin)/pixel;
02      int yD = (yMax-yMin)/pixel;
03      ImagePlus imp = NewImage.createByteImage("Skelett", xD, yD, 1, NewImage.FILL_WHITE);
04      ImageProcessor ip = imp.getProcessor();
05
06      for (final Line2D.Double lin : lines) {
07          ip.drawLine(
08              (int)lin.getX1()-(xMin/pixel),
09              (int)lin.getY1()-(yMin/pixel),
10              (int)lin.getX2()-(xMin/pixel),
11              (int)lin.getY2()-(yMin/pixel));
12      }
13      imp.setProcessor(null,ip);
14      imp.show();
15      new FileSaver(imp).saveAsPng(pfad4 + "\\\" + FILE2 + "_1.png");
    
```

**Listing 2: Erzeugung Rasterbild mit den Linienobjekten**

### 3.5.3 flu.run

Ein sehr kurzer, aber unweit bedeutsamer, Schritt ist der „Fill Holes“ und „Skeletonize“ Aufruf aus ImageJ, um den Gewässerverlauf eindeutig zu machen. In der Hauptroutine wird in Zeile 1 aus Listing 3 das zu bearbeitende Bild mittels der Klasse *WindowManager* aufgerufen und in Zeile 2 der Name geändert. Über den Klassenaufruf *IJ* können Befehle aus dem ImageJ Menü reproduziert werden. Zeile 3, 6 und 10 ruft dazu im ersten Parameter das jeweilige Bild auf, im zweiten Parameter das Bearbeitungs-Kommando und im dritten Parameter (in diesem Fall leer) könnten Optionen des Kommandos gewählt werden. Da *imp* durch *selectWindow* im Klassenaufruf *IJ* bereits aufgerufen wurde (Zeile 5), kann der Menüaufruf auch als Einzelparameter wie in Zeile 9, durchgeführt werden.

```

01    imp = WindowManager.getImage(FILE);
02    imp.setTitle("orig");
03    IJ.run(imp, "8-bit", "");
04
05    IJ.selectWindow("orig");
06    IJ.run(imp, "Fill Holes", "");
07    new FileSaver(imp).saveAsPng(pfad4 + '\\' + FILE2 + "_2.png");
08
09    IJ.run("Skeletonize");
10    new FileSaver(imp).saveAsPng(pfad4 + '\\' + FILE2 + "_3.png");
    
```

Listing 3: Entfernen von Ringstrukturen im Gewässernetz

### 3.5.4 flu.kleinWeg

Die Methode *kleinWeg* dient ebenfalls dazu, ein eindeutiges Gewässernetz zu erzeugen. Sie sucht nach Linien und Punkten, welche nicht mit dem Hauptnetz verbunden sind. Solche undefinierten Objekte würden im weiteren Programmablauf zum Abbruch oder zu Endlosschleifen führen. Daher müssen sie gelöscht werden. Als Methodenparameter wird ihr der *ImageProcessor* des aktuellen Bildes und eine *ResultTable* übergeben.

```

01    Wand w = new Wand (ip);
02    PolygonRoi roi;
03    ip.setValue(255);
04
05    for (int ii=0; ii<a.length; ii++){
06        if (a[ii]<AREA){
07            w.autoOutline(x[ii], y[ii], 0, 254);
08            roi= new PolygonRoi(w.xpoints,w.ypoints,w.npoints, Roi.NORMAL);
09            ip.setMask(roi.getMask());
10            ip.setRoi(roi.getBounds());
11            ip.fill(ip.getMask());
12            ip.resetRoi();}}
    
```

Listing 4: Löschen kleiner Fehlerpixel

Diese stammt aus einer zuvor aufgerufenen *ParticleAnalyser* Klasse, deren Instanz und Parameter innerhalb der *flu.run* bereits erzeugt wurden. Der *ParticleAnalyser* erkennt zusammenhängende Objekte, deren Eigenschaften über die *ResultTable* abgefragt werden können. In der *kleineWeg* Methode wird die Größe und Pixelkoordinate der Objekte aus der *ResultTable* entnommen. Das flächenmäßig größte Objekt stellt das Hauptgewässernetz dar und die kleineren sollen gelöscht werden, bzw. den Wert 255 (weiß) erhalten. In der *ResultTable* ist allerdings nur jene Pixelkoordinate gespeichert, auf welche der *ParticleAnalyser* im Durchlauf das erste Mal auf ein Linienobjekt trifft. Daher muss die Spur des Objekts erneut abgelaufen werden, um alle anhängenden Pixel zu erreichen. Hierfür wird ein Objekt der Klasse *Wand* initialisiert (vgl. Listing 4, Zeile 1), welche ein Objekt, das durch untere und obere Schwellenwerte definiert ist, verfolgt (Zeile 7). Um dieses wird eine „Region of Interest“ (ROI) in Form eines Polygons mittels der *PolygonRoi* Klasse gelegt (Zeile 8), welche mit dem zuvor festgelegtem Wert 255 gefüllt wird (Zeile 11). Der Vorgang wird für alle Flächen kleiner als das Hauptnetz (*AREA*) wiederholt (Zeile 5).

### 3.5.5 flu.matrix

Die Methode *matrix* dient dazu die bereits angesprochenen Nachbarschafts-Beziehungen der Pixel zueinander zu definieren. Als Methodenparameter wird ihr der *ImageProcessor*, Ein- und Ausgabepfad, sowie Länge und Breite des Bildes übergeben. Diese werden verwendet, um zwei Matrizen zu initialisieren (*pix* und *m*). In die Matrix *pix* werden mit der *ImageProcessor* Methode *getPixel* die Farbwerte des Bildes eingetragen (0=schwarz 255=weiß). Die zweite Matrix (*m*) wird im späteren Methodenverlauf mit Pixel-id's gefüllt. Wobei jedem Flusspixel eine nicht veränderbare ID zugewiesen wird. Anschließend wird aus der Senkentabelle mit bekannten Klassen (*BufferedReader*) die zugehörige Senken-Koordinate eingelesen. Diese Koordinate stimmt jedoch nicht mit dem letzten Pixel in Fließrichtung überein, da wie in Kapitel 3.1 beschrieben, der Schnittpunkt der EZG-Grenze mit dem letzten Flussvektor notiert wurde. Daher wird die Entfernung der Senken-Koordinate (umgerechnet in Pixelkoordinaten) relativ zur Bildgröße erfasst und in der Variable *entfSink1* eingetragen. Anschließend erfolgt die Zuordnung der Nachbarschaftsverhältnisse (vgl. Listing 5). Die Matrix wird zeilenweise durchlaufen (Zeile 17 und 18), jedoch unter Ausschluss der äußeren Pixel (erster Laufindex=1, letzter = -1), da sonst die Abfrage der Nachbarpixel (Zeile 20 – 27) eine „out of Bounds Exception“ auslösen würden. Bei der Zuordnung von Knoten ect. wird mit sogenannten „Bit flag's“ gearbeitet (Zeile 29-36). Dabei wird jedem Nachbarindex (Zeile 20-27) mit „|“ ein Bit



(binär Code) mit entsprechendem Wert (1, 2, 4,...) zugeteilt, wenn die Bedingung „nicht Weiß“ (*bgColor*) erfüllt ist. Je nach Anordnung und Anzahl der entsprechenden Nachbarschaft ergibt sich durch Summieren der Bit's ein entsprechender Wert (Variable *index*).

```
01 int[] table =
02
03 {0,1,1,1,1,2,1,1,1,2,2,1,2,0,0,1,2,2,2,2,3,2,2,1,2,2,2,1,2,0,0,
04 1,2,2,2,2,3,2,2,2,3,3,2,3,0,0,1,2,2,2,2,3,2,2,0,0,0,0,0,0,0,0,
05 1,2,2,2,2,3,2,2,2,3,3,2,3,0,0,2,3,3,3,3,4,3,3,2,3,3,3,2,3,0,0,
06 1,2,2,2,2,3,2,2,2,3,3,2,3,0,0,1,2,2,2,2,3,2,2,0,0,0,0,0,0,0,0,
07 1,1,2,0,2,2,2,0,2,2,3,0,2,2,0,0,2,2,3,0,3,3,3,0,2,2,3,0,2,2,0,0,
08 2,2,3,0,3,3,3,0,3,3,4,0,3,3,0,0,2,2,3,0,3,3,3,0,0,0,0,0,0,0,0,
09 1,1,2,0,2,2,2,0,2,2,3,0,2,2,0,0,2,2,3,0,3,3,3,0,2,2,3,0,2,2,0,0,
10 0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0};
11
12 double p1, p2, p3, p4, p6, p7, p8, p9;
13 int bgColor = 255;
14 int vgColor = 0;
15
16 int index, code;
17 for (int y=1; y<h-1; y++) {
18     for (int x=1; x<w-1; x++) {
19
20         p1 = pix[x-1][y-1];
21         p2 = pix[x ][y-1];
22         p3 = pix[x+1][y-1];
23         p4 = pix[x-1][y ];
24         p6 = pix[x+1][y ];
25         p7 = pix[x-1][y+1];
26         p8 = pix[x ][y+1];
27         p9 = pix[x+1][y+1];
28         index = 0;
29         if (p1!=bgColor) index |= 1;
30         if (p2!=bgColor) index |= 2;
31         if (p3!=bgColor) index |= 4;
32         if (p6!=bgColor) index |= 8;
33         if (p9!=bgColor) index |= 16;
34         if (p8!=bgColor) index |= 32;
35         if (p7!=bgColor) index |= 64;
36         if (p4!=bgColor) index |= 128;
37         code = table[index];
38         if (pix[x][y]==vgColor) {
39             pix[x][y] = code;
40             if(code == 1){
41                 entfSink2 = (int) Math.sqrt((int) Math.pow(xSink-x,2)
42                     + (int) Math.pow(ySink-y,2));
43                 if( entfSink2 < entfSink1){
44                     xSinkPixel=x;
45                     ySinkPixel=y;
46                 }
47             }
48         }
49     }}
50
51 pix[xSinkPixel][ySinkPixel]=5;
```

### Listing 5: Zuordnung Knoten, Kanten, Quellpixel

Der Wert entspricht einem bestimmten Index im Vektor *table*. Dieser Vektor symbolisiert jede mögliche Nachbarschaftskonstellation, ausgehend vom Zentralpixel (vgl. Anlage B). Für jede Konstellation ist in *table* ein entsprechender Eintrag hinterlegt. Dieser Eintrag wird der Variable

(code) übergeben (Zeile 37). Ist der Zentrumpixel nun auch ein Flusspixel (*vgColor* =0, Zeile 38), wird ihm der entsprechende Indexeintrag aus *table* zugeteilt. Ein Beispiel:

Der Zentrumpixel (rot vgl. Abb. 3-7) hat zwei Nachbapixel. Der Bit für die Konstellation p1 und p2 entspricht dem Zustand 11, was der Dezimalzahl 3 entspricht. Der 3. Index aus *table* wird dem Zentrumpixel zugewiesen. Er steht für eine Quelle. Durch Summieren der Dezimalzahlen würde das Ziel auch erreicht werden, würde den Code jedoch unnötig verlängern.

1 p1	2 p2	4 p3
128 p4		8 p6
64 p7	32 p8	16 p9

**Abbildung 3-7: Indexeinträge Nachbapixel**

Die Zahlen stehen für den jeweiligen Bitwert. Die Einträge p1, p2 usw. stehen für den Variablennamen im Quellcode.

Wenn ein Quellpixel gefunden ist, wird intern noch eine zweite Bedingung nach dem Senkenpixel überprüft (Zeile 40-47). Die Entfernung zum Senkenpixel wird für jede Quelle neu berechnet und die Quellkoordinaten in Variablen (*xSinkPixel*, *ySinkPixel*) gespeichert bzw. überschrieben (Zeile 44, 45), immer dann, wenn die Entfernung der jeweiligen Quelle geringer ist als von der zuvor überprüften. So wird genau der Pixel mit dem *pix* Wert 1 aufgefunden, der in Wahrheit die Senke repräsentiert. Der Indexwert für die Senke wird am Ende der Wert 5 zugeteilt (Zeile 51). Danach werden in der Matrix *pix* alle Einträge, die kein Gewässerpixel darstellen, durch 0 ersetzt. Anschließend erfolgt die Verknüpfung aller bisher gewonnenen Daten durch Initialisierung einer *Arraylist*. Ihre Instanzen sind bereits durch die Containerklasse *werte* definiert. Koordinaten, Pixel-Id's und die Pixelwerte werden eingetragen. Schließlich erfolgt der Aufruf der *Entfernungen\_Quelle* Methode. Dieser ist in einer do-Schleife eingebettet, welche aus der *Arraylist* alle Pixel-Id's mit dem Pixelwert 1 der *Entfernungen\_Quelle* Methode übergibt. Die Abbruchbedingung greift, wenn keine Quellen mehr gefunden werden.



Um ein falsches Voranschreiten zu verhindern, wird die Variable *a2*, welche die Nachbapixel-id übernehmen soll, überschrieben. Zuerst werden die möglichen Pixel-id's der Ecken übergeben, und danach, wenn vorhanden, *a2* mit der ID des Kantenpixels (vgl. Listing 7, Zeile 2-10) überschrieben. Die Variablen des aktuellen Pixels und des Nachbapixels (Zeile 13) werden schließlich in der *pix* Matrix und der Containerklasse *werte* um 1 verringert (Zeile 15 - 18). Anschließend wird *a1* mit der Nachbapixel-ID überschrieben (nicht in Listing 7) und der Schleifendurchlauf wird mit der neuen Pixel-ID wiederholt. Bei jedem Durchlauf wird die Entfernung zur Quelle sowie die Pixel-ID des Nachbarn in *werte* ergänzt. Abbruchbedingung ist das Erreichen eines Knotenpixels. Dieser Vorgang wird für alle, der Klasse *Entfernungen\_Quelle* übergebenen Quellen wiederholt. Nur Knoten, welche danach vollständig abgearbeitet wurden und nur eine Fließrichtung übrig bleibt, werden zu neuen Quellen und die *Entfernungen\_Quelle* wird erneut in der *matrix* Methode aufgerufen, bis die totale Senke erreicht wird.

```

01          //Erst Ecken
02          if (p1 > 1){ a2=pm1; D = pixelDist2;}
03          if (p3 > 1){ a2=pm3; D = pixelDist2;}
04          if (p7 > 1){ a2=pm7; D = pixelDist2;}
05          if (p9 > 1){ a2=pm9; D = pixelDist2;}
06          //Dann Kanten
07          if (p2 > 1){ a2=pm2; D = pixelDist1;}
08          if (p6 > 1){ a2=pm6; D = pixelDist1;}
09          if (p8 > 1){ a2=pm8; D = pixelDist1;}
10          if (p4 > 1){ a2=pm4; D = pixelDist1;}
11
12          //Einträge für Nachbar raussuchen
13          werte nu2 = myMap.get(a2);
14
15          pix[nu.x][nu.y]=pix[nu.x][nu.y]-1;
16          pix[nu2.x][nu2.y]=pix[nu2.x][nu2.y]-1;
17          nu.Nneu=nu.Nneu-1;
18          nu2.Nneu=nu2.Nneu-1;
    
```

**Listing 7: Identifizieren der Laufrichtung**

### 3.5.7 flu.entfernungen\_senke

Die Methode *entfernungen\_Senke* dient in erster Linie dazu, das Gewässernetz anhand der Anzahl von Verzweigungen zu charakterisieren. Durch Verteilung von Segment-ID's, welche gleichzeitig einen Informationsgehalt bezüglich der Anzahl an Verzweigungen im Oberlauf besitzen, können Haupt- und Nebenflüsse einander zugeordnet werden. Die Logik, die hier angewandt wird, ist denkbar einfach:

- Der Hauptstrang verbindet die am weitesten entfernte Quelle mit der Senke.  
Seg-ID = 0
- Der erste Nebenstrang aus Senkenrichtung erhält die nächst höhere ID  
Seg-ID = 1

- Der zweite Nebenstrang Seg-ID = 2 usw.
- Innerhalb eines Nebenstrangs bleibt seine ID bis zur entferntesten Quelle gleich.
- Verzweigt sich ein Nebenstrang, erhöht sich die ID um 1 in Verbindung mit der ID dieses Nebenstrangs  
 Bsp.: Erste Verzweigung im Nebenstrang Nr. 1 Seg-ID = 11. Erste Verzweigung im Nebenstrang Nr. 2 Seg-ID = 21.

In Listing 8 der *entfernungen\_senke* Methode wird dieses Prinzip umgesetzt. Im Unterschied zur vorangegangenen *entfernungen-quellen* Methode, wird ihr jedoch ein Array mit den Nachbarpixeln eines Knotens, beginnend beim Senkenpixel, übergeben. Da in der *werte* - Tabelle (MyMap) nach der *entfernungen-quellen* Methode bereits die ID des jeweiligen Nachbarpixels hinterlegt ist, muss an dieser Stelle keine Matrix mehr durchlaufen werden. Es wird immer die ID des Nachbarn abgefragt und in einer while Schleife (vgl. Listing 8, Zeile 5) die Einträge mit denen des Nachbarpixels überschrieben (Zeile 19). Bei der Implementierung des Arrays mit den Knoten-Nachbarpixeln (*Senke*) wurde darauf geachtet, dass der Pixel, welcher den Hauptstrang darstellt, im letzten Index eingetragen wird. Die anderen stellen Nebenstränge dar und erhalten die nächst höhere *segID* (Zeile 14). Die Pixel am Hauptstrang erhalten hingegen die gleiche ID, wie der zuletzt abgehandelte Knoten. (Zeile 16). Bis zum nächsten Knoten wird dieser Vorgang wiederholt (Zeile 8).

```

01         segJunction++;
02         int segID2 = segID1*10+segJunction;
03
04         Werte nu =myMap.get(a1);
05         while(f!=1){ //Do solange f=1, also solange kein Knotenpunkt oder Senke erreicht ist...
06             nu =myMap.get(a1);
07
08             if(nu.Norig == 1 || nu.qNachbar == 0){f=1;continue;}
09             a2=nu.qNachbar;
10             Werte nu2 = myMap.get(a2);
11             nu2.entfS = nu.entfS+nu.qNachbarType;
12
13             if(i<Senke.size()-1){
14                 nu2.segID = segID2;
15             }else{
16                 nu2.segID = segID1;
17                 nu2.segJunction = segJunction-1;}
18             if(nu2.Norig > 2 || nu2.Norig == 1){f=1;continue;}
19             a1=a2;

```

**Listing 8: Zuordnung Segment-ID für jeden Knoten.**

### 3.5.8 flu.ausschnitt

Diese Methode dient dazu, die Pixel im Oberlauf einer MZB-Messstelle entsprechend der Entfernungsangabe der Nutzereingabe zu bestimmen und in einer Tabelle abzulegen. Als Methodenparameter erhält diese den Ein- und Ausgabepfad, gewünschte Strecke im Oberlauf, Pixelgröße, die Map *werte*, ArrayList *sites*, *ImageProcessor* und die Matrix *m* mit den Pixel-id's. Sie erzeugt das finale Ergebnis, weshalb ihr so viele Parameter übergeben werden. Anzumerken ist noch, dass die ArrayList *sites* aus der Methode *samplings* erzeugt wurde. Diese liest mit bekannten Methoden und Klassen die Koordinaten der MZB-Messstellen ein (*BufferedReader*), und sucht den ihr nächsten Flusspixel. Die Detektion dieses Pixels erfolgte auf sehr ähnliche Weise wie die in *matrix* zuvor beschriebene Suche nach dem Senkenpixel (vgl. Listing 5, Zeile 41-45). Daher wird auf diese Methode nicht näher eingegangen. In der ArrayList *sites* sind die entsprechenden Flusspixel der Messstellen gespeichert. Um die gewünschten Koordinaten zu selektieren, werden in der Methode *ausschnitt* zwei Matrizen initialisiert, welche aus der Tabelle *werte* die *SegID* und *entfS* der Pixel erhalten.

```

01      int xMin = Math.max(0, site.xFlu - section/pixel);
02      int xMax = Math.min(w, site.xFlu + section/pixel);
03      int yMin = Math.max(0, site.yFlu - section/pixel);
04      int yMax = Math.min(h, site.yFlu + section/pixel);
05
06      for (int x=xMin; x < xMax; x++) {
07          for (int y=yMin; y < yMax; y++){
08
09              if(m[x][y] > 0){
10                  if(segID[x][y]==seg1 || (segID[x][y]>seg2 && segID[x][y]<seg3)){
11                      werte nu2 = myMap.get(m[x][y]);
12
13                      if(entfS[x][y]>=entf1 && entfS[x][y]< entf1+section){
14                          int LINEid1 = nu2.lineID*korr + site.id;
15                          String LINEid2 = LINEid1 + "_" + (section);
16                          bufferpoint point = new bufferpoint(site.siteID, LINEid1 , LINEid2, nu2.x, nu2.y,nu2.xorig,
17                                                              nu2.yorig,nu2.pointID,site.segID,nu.segJunction);
18                          res.add(point);
19
20
21                      }}}}
```

**Listing 9: Ermittlung der Pixel im Oberlauf einer MZB-Messstelle.**

Schließlich durchläuft die Methode *ausschnitt* die ArrayList *sites* und erstellt für jeden darin enthaltenen MZB-Pixel eine ROI (vgl. Listing 9, Zeile 1-4). Diese dient ausschließlich dazu, nicht beide Matrizen (*SegID* und *entfS*) für jede Messstelle komplett zu durchlaufen, um Rechenzeit einzusparen. In den Grenzen dieses ROI's wird dann nach Fluss-Pixeln gesucht (Zeile 6 und 7). Wird einer gefunden (Zeile 9), muss erst überprüft werden, ob dieser mit dem MZB-Pixel zusammenhängt. Dies wird durch die Bedingung: gleiche *SegID* oder *SegID* entspricht nächster Verzweigung, jedoch kleiner als die nächste Hauptverzweigung (Zeile 10) überprüft. Ist diese Bedingung erfüllt und alle möglichen parallel verlaufenden Pixel ausgeschlossen, wird die zweite Bedingung nach der entsprechenden Entfernung überprüft (Zeile 13). Die Senkenentfernung *entfS* steigt in Quellrichtung. Ist diese größer als die

Entfernung am MZB-Pixel (*entf1*) und ist kleiner als die vom Nutzer gewählte Distanz (*entf1 + section*), liegt der Pixel im Zielbereich. Dieser Zielbereich kann von mehreren MZB-Messstellen erreicht werden, da diese oft nur wenige 100 m voneinander entfernt liegen. Daher erhalten die Pixel im Zielbereich einer Messstelle alle eine entsprechende ID (*LINEid2*). Durch diese ist der gesamte Zielbereich mit der Messstelle verknüpft und identifizierbar. Anschließend werden die Zielbereiche in eine Arraylist point gespeichert, welche im weiteren Verlauf der Methode in eine Ergebnis-txt geschrieben werden (nicht in Listing 9).

## 4 Methoden

Neben der Implementierung des vorgestellten Programms, war das übergeordnete Ziel dieser Arbeit, die Analyse der umweltbedingten Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index. Dazu sollte eine Datenbank aufgebaut werden, welche umfangreiche Informationen zu den MZB-Messstellen enthält. Alle weiteren Daten wurden entsprechend der MZB-ID miteinander verschnitten und gesammelt. Der Aufbau und die Erhebung der Daten zu jeder Messstelle, sowie die Suche nach potentiellen Referenzstellen wird in diesem Kapitel beschrieben. Für die statistische Analyse wurden zwei Datenbanken aufgebaut. Die erste Datenbank enthält primäre Variablen zum Makrozoobenthos. In diese wurden die Rohdaten der Makrozoobenthosbeprobungen eingespeist. Die zweite Datenbank umfasst verfügbare Informationen möglicher Einflussfaktoren auf die biologischen Daten, die sogenannten sekundären Variablen. Die Handhabung der großen Datenmengen wird durch die Aufteilung in zwei Datenbanken vereinfacht und ermöglicht eine strukturierte Analyse. Aus diesen Datenbanken können die für die weitere Betrachtung erforderlichen Daten extrahiert, isoliert oder im Zusammenwirken mit anderen untersucht werden.

### 4.1 Datensatz aus dem Plugin

Mithilfe des ImageJ Plugin wurden bereits viele Daten für die MZB-Messstellen erzeugt. Die Dateien, welche zu den Einzugsgebieten vorlagen, wurden in R eingelesen und zusammengelegt. Messstellen, welche eine unmöglich hohe Entfernung (über 200 m) zum nächsten Flusspixel aufwiesen, wurden entfernt. Das einzige Einzugsgebiet, welche nicht mit aufgenommen wurde, war die Havel, da diese durch zu viele Bifurkationen im Gewässernetz keine gute Datenbasis innerhalb des Plugin bildete. In Tabelle 6 sind die Daten aus dem Plugin, welche zur weiteren Bearbeitung und Analyse in die Datenbank aufgenommen wurden, gelistet.

**Tabelle 6: Aus der Plugin-Ausgabe übernommene Informationen**

Parameter	Beschreibung
MZB-ID	Makrozoobenthos Messstellen Identifikations-Nummer
Q - Entfernung	Maximale Entfernung bis zum Quellpunkt im Oberlauf in m
F - Entfernung	Entfernung der Messstelle bis zur Flussmitte
x	x-Koordinate, Gaus-Krüger Meridianstreifensystem
y	y-Koordinate, Gaus-Krüger Meridianstreifensystem



## 4.2 Landschaftsdaten

In dieser ersten Anwendung wurden die Informationen genutzt, um eine Fließstrecke von 3 und 10 km abzulaufen und die erzeugten Pixelkoordinaten als Stützpunkte in ArcGIS (Version 10.4) einzulesen. Daraus wurden Polygone mit entsprechender Länge und einer Breite von 100 m links und rechts der Fließstrecke erzeugt und die Flächeninformationen der Landnutzung mit diesen Polygonen verschnitten. Die Informationen der Flächennutzung wurden aus dem digitalen Landschaftsmodell DLM 25 [ATKIS, 2010] sowie den Geodaten des Bundesamtes für Naturschutz entnommen [BfN, 2015]. Die Auswahl der verschnittenen Flächennutzungs-Gruppen der ATKIS-Daten, beschränkten sich auch die wesentlichen Gruppen, welche höchstwahrscheinlich PSM-belastungsrelevant sind (vgl. Tab. 7).

**Tabelle 7: Landschaftsinformationen oberhalb einer MZB-Messstelle**

Gruppe	Quelle	Objektart
Landwirtschaft	ATKIS	4101 Ackerland 4109 Sonderkultur 4103 Gartenland
Wald	ATKIS	4107 Wald, Forst 4108 Gehölz
Grünland	ATKIS	4102 Grünland 4104 Heide 4105 Moor, Moos
Urban	ATKIS	2111 Wohnbaufläche 2112 Industriefläche 2113 Fläche gemischter Nutzung 2114 Fläche besonderer funktionaler Prägung 2202 Freizeitanlage
Naturschutz	BfN	Naturschutzgebiete Deutschlands

Die Nutzungsdaten wurden über die MZB-ID mit den Daten aus Tabelle 6 verschnitten. Die Fläche der jeweiligen Gruppen wurden anteilmäßig in Prozent zur Gesamtpufferfläche im Oberlauf für 3 km und 10 km berechnet. Messstellen, welche weniger als 80 % quantifizierte Flächennutzung besaßen, wurden aus der Liste entfernt.

### 4.3 Gewässertypzuordnung

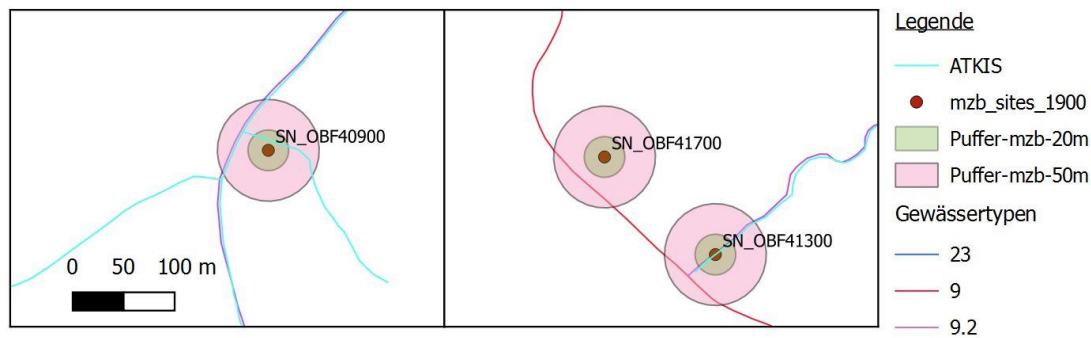
Die Zuordnung der Gewässertypen zu den jeweiligen MZB-Messstellen erfolgte mittels QGIS. Die deutsche Gewässertypenkarte wurde von der Lawa als shp-Datei zur Verfügung gestellt. Diese Datei wurde, wie auch die Koordinaten aller MZB-Messstellen, in QGIS eingelesen. Da keine 1:1-Beziehung zwischen den Punkt- und Polylinien-Features besteht, wurde mithilfe der QGIS Erweiterung MMQGIS unter dem Reiter „Create“ - „Create Buffers“, Puffer unterschiedlicher Radien, um jede MZB-Messstelle erzeugt. Diese Puffer dienen als Mittel, um Überschneidungen mit dem nächstgelegenen Fluss zu erzeugen. Der größte Puffer wurde mit einem Radius von 300 m erzeugt um Messstellen, welche weit entfernt der Flussmitte liegen, (vgl. Abb. 4-1) dem jeweiligen Fluss zuzuordnen.



**Abbildung 4-1: Rhein bei Baumberg**

Die Polylinie (blau) liegt 157 m von der Messstelle NW\_60161 entfernt.

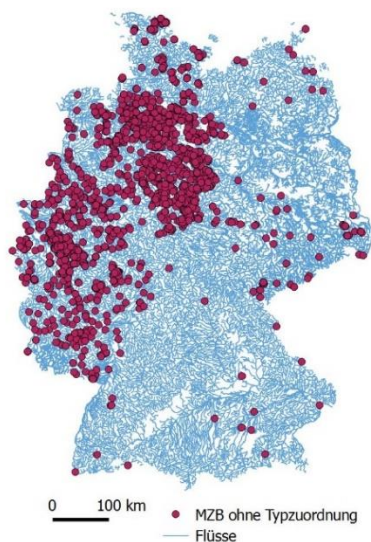
Ebenso wurde ein Puffer mit 50 m sowie ein weiterer mit 20 m Radius erzeugt. Die Attributtabelle der Flüsse sowie der gepufferten MZB-Messstellen wurden über das Vektor – „Datenmanagement-Werkzeug“ nach Position zusammengeführt. Zur Vermeidung von unkorrekten Zuordnungen, wie z.B. bei der Überschneidung des Puffers mit verschiedenen Flusstypen (vgl. Abb. 4-2), wurde der Vorgang für alle drei Pufferradien wiederholt.



**Abbildung 4-2: Puffer um MZB-Messstellen**

**Links:** Der 50 m Puffer überschneidet eine Polylinie vom Gewässertyp 23 sowie zwei Polylinien aus dem ATKIS-Layer. Der 20 m Puffer überschneidet ausschließlich den ATKIS-Layer. **Rechts:** Die obere Messstelle überschneidet nur im 50-m-Puffer eine Gewässertypen-Polylinie. Die untere überschneidet hingegen zwei verschiedene sowie den ATKIS-Layer und in 20 m eine Gewässertypen-Polylinie und den ATKIS-Layer.

Für den 20 m Puffer wurde die Verschneidung noch mit dem feinerem ATKIS Fließgewässernetz durchgeführt. Die so erzeugten Attributtabelle wurden im txt-Format exportiert und anschließend in R zusammengeführt. Die Auswahl der Gewässertypen wurde vom kleinsten zum größten Puffer gestaffelt. Soll heißen, befand sich im kleinsten Puffer ein Gewässertyp, wurde dieser der Messstelle zugeordnet. War hingegen nur der ATKIS-Layer im 20-m-Puffer wurde kein Gewässertyp zugeordnet. Wenn ein Puffer leer war, wurde diese Unterscheidung auf dem nächst größeren Puffer angewendet. Auf diese Weise konnte für eine Vielzahl der MZB-Messstellen ein Gewässertyp zugeordnet werden. 2141 Messstellen verblieben ohne Zuweisung (vgl. Abb. 4-3). Anhand der MZB-ID wurden die Typzuordnung erneut mit den beschriebenen Daten der vorangegangenen Kapitel verschnitten.



**Abbildung 4-3: Lage der MZB-Messstellen ohne Typzuordnung**

#### 4.4 Gewässertypeneigenschaften

Als weiterer Zusatz wurden die chemischen und morphologischen Charakteristiken der Gewässertypen im Datensatz ergänzt. Hierfür wurden die aktuellen Steckbriefe der Gewässertypen, welche unter <http://www.wasserblick.net> veröffentlicht sind, herangezogen. Diese enthalten neben der morphologischen Beschreibung der Gewässertypen und den physiko-chemische Leitwerte auch Kurzcharakteristika des Abflusses bzw. der Hydrologie. Eine Metadatei wurde erstellt, welche die Eigenschaften für jeden Gewässertyp enthält. Diese wurde später über die Typen-Nummer mit dem Datensatz der MZB-Messstellen ergänzt. Bei den chemischen Werten wurden hier zumeist Grenzbereiche angegeben. Für die Aufnahme in den Datensatz wurden diese für die Gewässertypen gemittelt. Bei den morphologischen Eigenschaften hingegen wurden jene in die Daten aufgenommen, welche mit „vorherrschend“, „zumeist“ oder anderen vorziehenden Worten in den Steckbriefen benannt sind. So zum Beispiel wird das Strömungsbild von Gewässertyp 16 als „längere, flach überströmte Schnellen im regelmäßigen Wechsel mit kurzer Stillen“ beschrieben [Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008]. Zur einfachen Gruppierung wurde die Strömung hier mit der Bezeichnung „schnell“ aufgenommen. So wurde auch für das vorherrschende Sohlesubstrat verfahren. In Tabelle 8 kann nachvollzogen werden, welche Gewässereigenschaften aus den Steckbriefen entnommen wurden.

**Tabelle 8: Erhobene Eigenschaften der Gewässertypen**

Eigenschaft	Klassenbezeichnung
Sohlesubstrat	Stein, Kies, Sand, Torf, Lehm, Detritus
Tahlbodengefälle (TBG)	Mittelwert aus min./max. in ‰
Gewässergröße	Entsprechend LAWA-Einteilung: Kleines EZG = Bach 10-100 km <sup>2</sup> Mittelgroßes EZG = Kl. Fluss >100 bis 1 000 km <sup>2</sup> Großes EZG = Fluss >1 000 bis 10 000 km <sup>2</sup> Sehr großes EZG = Strom >10 000 km <sup>2</sup>
Strömung (durchschnittliche Fließgeschwindigkeit)	0-12 km/h Abgeleitet aus der Strömungsbezeichnung
Substrattyp	Karbonatisch, Silikatisch, Karbonatisch/Silikatisch (K/S-Untergruppen Ausprägungen), Organisch
Karbonathärte (KH)	Mittelwert aus min./max. in [°dh]
Gesamthärte (GH)	Mittelwert aus min./max. in [°dh]

pH-Wert	Mittelwert aus min./max.
Gesamter organischer Kohlenstoff-Gehalt (TOC)	Als Mittelwert angegeben in mg/l

## 4.5 Strukturgüte

Um mögliche Querempfindlichkeiten des SPEAR-Index hinsichtlich der strukturellen Degradation zu detektieren, wurde die Strukturgütebewertung mit in den Datensatz aufgenommen. Dabei lagen bereits für 13 Bundesländer die Bewertungsergebnisse der Gewässer vor. Um auch die Bewertung für Sachsen mit aufzunehmen, wurde die Gewässerstrukturkartierung aus dem Sächsischen Geodatendienst GEOSN heruntergeladen [GEOSN 2016]. Die Vorgehensweis zur Ermittlung der Strukturgüte an einer MZB-Messstelle war simultan zur beschriebenen Methode der Gewässertypzuordnung. Einziger Unterschied war, dass nicht mit dem ATKIS-Gewässernetz in Verbindung gearbeitet wurde. Das war dahingehend nicht nötig, weil anhand der ersten erstellten Liste bereits hervorging, ob eine MZB-Koordinate an diesem Netz liegt oder nicht. Zur Verschneidung wurden die gleichen Puffergrenzen wie in Kapitel 4.3 gewählt. In den Datensatz mit aufgenommen wurden neben der Gesamtbewertung auch die Bewertung der Sohlestruktur, Uferstruktur sowie, wenn vorhanden, die Bewertung des Umlandes. Die Strukturgüte fließt wie die bereits erwähnten biologischen Qualitätskomponenten mit in die Gesamtgewässerbewertung mit ein. Dabei wird anhand vorhandener Uferbefestigungen, Querverbauungen, Verlaufsform u.v.m. die Bewertung in 7 Klassen formuliert:

- Güteklasse I: unveränderte Gewässerabschnitte (naturnah),
- Güteklasse II: gering veränderte Gewässerabschnitte (bedingt naturnah),
- Güteklasse III: mäßig veränderte Gewässerabschnitte (mäßig beeinträchtigt)
- Güteklasse IV: deutlich veränderte Gewässerabschnitte (deutlich beeinträchtigt),
- Güteklasse V: stark veränderte Gewässerabschnitte (merklich beeinträchtigt),
- Güteklasse VI: sehr stark veränderte Gewässerabschnitte (stark geschädigt),
- Güteklasse VII: vollständig veränderte Gewässerabschnitte (übermäßig geschädigt).

## 4.6 Berechnung SPEAR-Index

Zur Berechnung der SPEAR-Indizes wurde die frei erhältliche Software SPEAR Calculator verwendet. Die hierfür verwendeten Abundanzen der Makrozoobenthosdaten stellen den primären Datensatz dar. Durch eine aktuelle Neuerung im SPEAR-Calculator wurden jedoch

nicht die prozentuale Ausgabe übernommen. Die aktuelle Änderung betraf die Umklassifizierung der Taxa bezüglich der Klasseneinteilung in SPEAR & NotSPEAR. Diese stand vor dem Hintergrund, dass beim behördlichen MZB-Monitoring häufig nicht auf Refugien im Oberlauf geachtet wird [Knillmann et al., 2017]. Doch ist bereits lang bekannt, dass Refugien den SPEAR-Index signifikant erhöhen [Orlinskiy et al. 2015, Liess and von der Ohe 2005]. Laut [Knillmann et al., 2017] ist durch die Neuklassifizierung der SPEAR-Taxa ein deutlich besseres Ansprechverhalten des SPEAR-Index auf PSM-Belastungen im Gewässer zu verzeichnen, wobei jedoch der durchschnittliche SPEAR-Index an Referenzstellen von 45.3% auf 26,07% sank. Insgesamt wurden nach [Knillmann et al., 2017] 11 Taxa identifiziert, welche häufig in der Nähe von Refugien auftreten bei gleichzeitig erhöhter PSM-Belastung. Dabei gehören die Taxa zu den Ordnungen Ephemeroptera (Ephemerellidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae), Plecoptera (Nemouridae), Trichoptera (Anabolia nervosa, Ironoquia dubia, Silo sp., Leptoceridae, Sericostomatidae), Diptera (Tabanidae) sowie Seriata (Dendrocoelidae). Durch die Neuerung wurden die Ergebnisse aus dem SPEAR Calculator daher als mittlere Abweichung zum SPEAR-Index an Referenzgewässern, gemäß Formel 1 ( $\emptyset$  SPEAR-Referenz = 26,07) berechnet. Die Einteilung der SPEAR-Index Bewertungsklassen wurden entsprechend [Knillmann et al., 2017] entnommen.

#### 4.7 Auswahl der Referenzstellen

Eine einfache Methode, um den Einfluss der Gewässertypen auf den SPEAR-Index zu vergleichen, ist ihre gewässertypspezifischen Grundzustände an Referenzgewässern zu betrachten. Liegen diese Werte sehr nahe beieinander, so kann die Bewertung anhand ähnlicher Referenzen unabhängig vom Gewässertyp vorgenommen werden. Voraussetzung ist allerdings, dass sich die Betrachtung weitgehend auf unbelastete Gewässerabschnitte stützt, welche jedoch auch eine vergleichbare Datengrundlage besitzen. Die erste Selektion betraf die Filtrierung von unvollständigen und irrelevanten Daten. Nach Zuordnung der Gewässertypen zu den MZB-Messstellen und dem Zusammenlegen mit weiteren Datensätzen, erhöhte sich die Anzahl der Gesamtmessstellen von insgesamt 20.974 Messstellen, um 9 weitere Messstellen. Bei diesen handelte es sich jedoch nur um 3 Messstellen, welche eine dreifache Namensvergebung an einer einzigen Messkoordinate hatten. Die doppelten wurden entfernt. Nach Abzug der 2141 Messstellen, welche mithilfe der Gis-Daten nicht zugeordnet werden konnten, verblieben 18.833 Messstellen. In Tabelle 9 werden die Selektionseinträge des Datensatzes übersichtlich dargestellt. Weiterhin wurden Messstellen mit einer für das Projekt irrelevanten

Gewässertypisierung herausgefiltert. Dies betraf Messstellen mit dem Typeintrag NULL (17 Stellen) und Typ 77 (94 Stellen). Flüsse, welche durch die Länder mit diesen Einträgen versehen wurden, sind zumeist künstliche Gräben oder Schifffahrtskanäle. Ebenso liegen 102 Messstellen an Flüssen, welche ein Leerzeichen anstelle eines Gewässertyps eingetragen hatten. Dabei handelt es sich auch weitgehend um künstliche bzw. entwässerungstechnische Gräben. Als maximale Quellentfernung der Messstelle wurden 100 km veranschlagt, da eine geringere Entfernung für viele Gewässertypen zu sehr wenigen Referenzstellen führt. Anschließend wurden Messtermine herausgefiltert, welche keine SPEAR-Berechnung zuließen (übrige Messstellen = 17.094). Da erst 2004 eine standardisierte Mindestanforderung zur Bestimmung von Makrozoobenthos veröffentlicht wurde [Haase & Sundermann, 2004], mussten Messtermine vor einschließlich 2004 verworfen werden. Der Datensatz selbst enthält nur Termine bis 2015. Da nach interreg[2010] eine sichere SPEAR-Index Berechnung nur durchzuführen ist, wenn mindestens 10 verschiedene Arten bestimmt wurden und an einer Referenzstelle auch mit einer vergleichbar hohen Biodiversität auszugehen ist, wurden Stellen mit einer Taxaanzahl von kleiner als 10 ebenfalls von den Analysen ausgeschlossen (übrige Messstellen = 11.603). Die maximale Entfernung zur Gewässermitte wurde auf weniger als 100 m eingestellt, wodurch weitere 1339 Messstellen ausgeschlossen wurden. Anschließend wurden Messstellen entfernt, welche weniger als 80 % quantifizierte Landnutzung innerhalb des erzeugten Puffers aufwiesen, um weitere nicht prüfbare Faktoren auszuschließen. Für die Selektion der Referenzstellen verblieben so 9524 Messstellen.

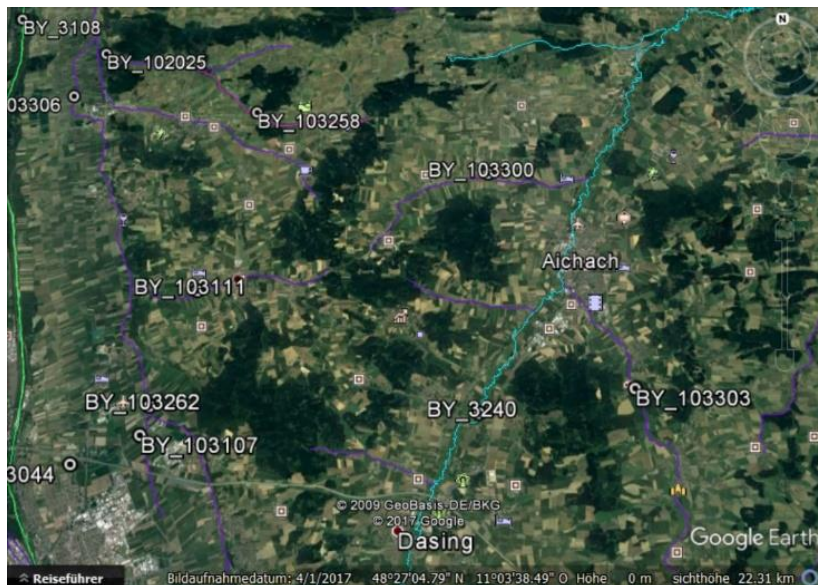
**Tabelle 9: Schritte zur filtrierung des Datensatzes**

Datenbestand MZB Projektbeginn		20.974
Filter	Daten	Datensätze gefiltert
Keine Typzuweisung	NA	18.833
Nicht relevante Typisierung / ohne Typisierung	Gewässertyp: NA 77 NULL Leer	18.620
Quellentfernung	<100 km	17.113
Messtermin	NA	17.094
Messjahr	2005-2015	12.154
Anzahl gesammelter Taxa	>10	11.653

Entfernung Messstelle zur Gewässermitte	< 100 m	10.314
Nicht quantifizierte Flächennutzung	<20 %	9.524

Anschließend erfolgte die Selektion über die Landnutzung für 3 km im Oberlauf der Messstellen. Geeignete Referenzgewässer zu lokalisieren, welche nach allen Klassifikationen einen sehr guten Zustand aufweisen, ist durch die vielen Jahre des menschlichen Einflusses jedoch kein leichtes Unterfangen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden daher in einer ersten Analyse mit dem Gesamtdatensatz verschiedene Selektierungen über die Charakteristik der umgebenden Landschaft durchgeführt. Da davon auszugehen ist, dass ausschließlich Wald und/oder Grünland im Oberlauf einer Messstelle eine gute Referenzstrecke darstellt, wurden zur landschaftlichen Filtrierung der Flusstrecken, die prozentualen Anteile dieser Landschaftstypen als Einheit betrachtet. Die erste Filtrierung mit 100 % unbelasteter Fließstrecke zeigte jedoch, dass gerade für die Alpenregionen nur sehr wenige Messstellen gefunden wurden (5 Messstellen). Bei Gewässertyp 1 (Fließgewässer der Alpen), kam hinzu, dass die Fließstrecken entweder zu 100 % aus Wald bestanden oder 100 % Grünfläche besaßen. Für die Gewässertypen des Alpenvorlandes (Typ 2, 3, 4) konnten über diesen Filter keine Referenzstellen selektiert werden. Bei einer Filtrierung mit mindestens 80 % Wald oder Grünfläche konnten für diese Gewässer einige Messstellen mehr gefunden werden (23 Messstellen). Tatsächlich ist diese Region der Voralpen jedoch von landwirtschaftlicher Nutzung (im Gegensatz zu Gewässertyp 1 wo die 30% genutzter Fläche aus urbanen Gebieten bestand) geprägt und Messstellen befinden sich oft weitgehend außerhalb von Wäldern (vgl. Abb. 5-4).





**Abbildung 4-1: Paar bei Dasing**

In der landwirtschaftlich stark geprägten Region der Voralpen, liegen die Messstellen wie hier an den Seitenarmen der Paar, zumeist zwischen den Äckern. Quellnahe Messstellen in den bewaldeten Gebieten existieren kaum.

Die Quellentfernung kann bei diesen Typen ebenso nicht eingegrenzt werden, da quellnahe Messstellen (<10 km Quellentfernung), für diese Typen zumeist zu den gleichen Messstellen führte, wie wenn nur nach Wald oder Grünfläche > 80 % selektiert wird. Daher wurde ein Filter von mindestens 70% Grünfläche oder Wald beratschlagt und jede der gefundenen 50 Messstellen in Google Earth geladen, um eine weitere Selektion durchzuführen. Entfernt werden sollten dabei Messstellen, welche z.B. direkt in einem Ort lagen oder sich unmittelbar in Nähe einer Kläranlage befand oder eine uferseitige Spaltung mit direkt angrenzendem Ackerland aufwiesen. Das Ergebnis nach dieser Auswahl fiel jedoch ernüchternd aus. Es zeigte sich, dass bei den gefundenen Messstellen sehr häufig die beprobte Koordinate innerhalb einer Ackerfläche oder Ortschaft lagen. Häufig begann der Wald oder die Grünfläche erst 1 km weiter im Oberlauf (vgl. Abb. 5-5). Hinzu kam, dass eine massive Begradigung bei der Mehrzahl der Stellen beobachtet wurde. Bei der Betrachtung kam auch der Eindruck auf, dass eine leichte Zugänglichkeit zur Messstelle bei diesen Gewässertypen vorrangig ist und nur sehr wenige Referenzstellen beprobt wurden. Es verblieben so für die Alpen-(vorland) Gewässer nur 16 Messstellen.



**Abbildung 4-2: Heudorfer Dorfbach**

Die Messstelle befindet sich mitten in der Ortschaft Heudorf. Die selektierten unbelasteten Gewässerabschnitte befinden sich außerhalb des Ortes im oberen Linken Bereich zu sehen.

Bei der Auswahl von Referenzstellen sollte daher sehr streng auf urbane oder landwirtschaftliche Fläche geachtet werden. Die Selektion über ausschließlich mindestens 80 % Wald oder Grünfläche ist ebenso nicht ausreichend. Durch die veränderte Klassifikation der SPEAR-Taxa wie bereits in Kapitel 4.6 beschrieben, hatte sich der Unterschied zwischen Wald und Grünfläche erheblich verbessert. Durch Selektion von Waldgebieten und Grünflächen mit dem hier vorgestellten ImageJ-Plugin konnte bei der alten Klassifizierung ein signifikanter Unterschied zwischen den SPEAR-Werten der verschiedenen Gebiete beobachtet werden. Durch die neue Klassifizierung war der Unterschied zwischen diesen Gebietsformen deutlich geringer, doch auch innerhalb der Gewässertypen immer noch signifikant (vgl. Kapitel 5.2). Daher wurde bei der Selektierung der Referenzgewässer auch auf das Verhältnis Wald zu Grünland geachtet, um eine homogene Datenstruktur zu erzeugen. Zur Auswahl der Referenzgewässer aller Gewässertypen, wurde aus benannten Gründen ein landwirtschaftlicher Anteil  $\leq 5\%$  gesetzt, sowie der Anteil urbaner Nutzung auf 0 %. Der Grünflächenanteil sollte mindestens 20 % betragen, wodurch verhindert wird, dass weitgehend geschlossene Waldflächen zur Auswahl kommen (siehe Kapitel 5.2). Für das deutsche Tiefland, musste stattdessen eine Auswahl über den Anteil der als Naturschutzgebiete ausgezeichneten Flächen vorgenommen werden, da hier eine deutlich intensivere landschaftliche Nutzung vorliegt und über die vorangegangenen Selektionen kaum Messstellen gefunden wurden. Daher sollte im Tiefland mindestens 20 % der Fläche in einem Naturschutzgebiet liegen. Schlussendlich verblieben über diese Selektion 203 Messstellen, welche für die weiteren Analysen verwendet wurden.

## 4.8 Statistische Analyse

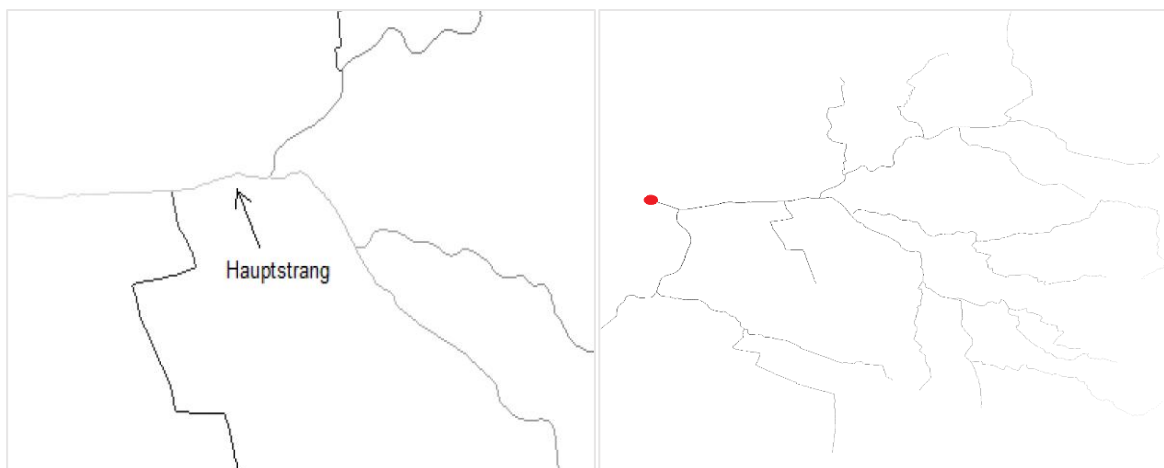
Für die statistischen Analysen und die Visualisierung der Ergebnisse wurde die frei verfügbare Programmierungsumgebung R Studio (Version 1.1.383) verwendet. Um die Einflussfaktoren zwischen den verschiedenen Gewässern zu untersuchen, wurden t-Tests nach Student mit Bonferroni-Korrektur zwischen den Gliederungsgruppen der Gewässereigenschaften durchgeführt sowie die Abweichung vom Mittelwert aller Gruppen getestet. Ebenfalls wurde mittels einfaktorieller ANOVA und anschließendem Post-hoc-Test (Dunnnett-Test) die SPEAR-Werte hinsichtlich signifikanter Unterschiede zur jeweils größten Faktorstufe untersucht. Um die bestimmenden Einflussfaktoren in deren Gewichtung zu untersuchen, wurde mit den MZB-Rohdaten eine CCA-Analyse durchgeführt. Die Korrespondenzanalyse (CA -*correspondence analysis*) ist ein Verfahren der multivariaten Statistik. Sie kann Beziehungen der Variablen graphisch repräsentieren wobei die Spalten- und Reihen einer Matrix als Punkte in einem Raum dargestellt werden, dessen Koordinatenachsen durch die jeweiligen Merkmalsausprägungen gebildet werden. Bei der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) handelt es sich um eine Erweiterung der CA Analyse um eine weitere Matrix mit zumeist Umweltdaten. Die erste Matrix enthält bei biologischen Daten häufig Arten und Aufnahmen dieser, welche lineare Kombinationen mit der bereitgestellten zweiten Matrix der Umweltvariablen berechnet. Bei der Auswertung dieser Analysen sollte anhand der „variance inflation factor“ (VIF) -welcher ein Hinweis auf korrelierte Variablen mit geringem eigenen Erklärungsbeitrag aufzeigt ( $VIF > 20$ )-geachtet werden. Doch auch der Cosinus zwischen den Pfeilen der Erklärenden Variablen ist ein Näherungswert an den Korrelationskoeffizienten zwischen diesen [Dormann & Kühn, 2011]. Hierfür wurden Stichproben aus dem Gesamtdatensatz (9524 Stellen) entnommen um die Veränderung der Gemeinschaft in Verbindung mit dem berechneten SPEAR-Index sichtbar zu machen. Die Daten der Referenzgewässer eigneten sich durch deren geringe Anzahl und den mitunter geringen Abstufungen zwischen den Gruppen der beeinflussenden Variablen dafür nicht. Die CCA-Analyse stellt dementsprechend eher eine Art Überblick über die Gesamtdaten dar und zeigt den beeinflussenden Trend der INDEX-Werte, welche in einfachen Plots nicht als linearer Zusammenhang darstellbar waren. Anhand einer vorhandenen Liste Bundesweiter Kläranlagenstandorte, wurden Messstellen welche näher als 5 km an einer Kläranlage lagen, ausgeschlossen. Die Selektion dieser Lagedaten erfolgte simultan wie die Selektion welche in Kapitel 4.3 beschrieben, doch mit Punkt statt Vektordaten. Die MZB-Matrix wurde hierfür log-transformiert und über einen Permutationstest, in Form einer ANOVA auf Signifikanz getestet.

## 5 Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Arbeit beziehen sich einmal auf einen Funktionstest des vorgestellten Plugin, sowie auf die Auswertung der damit erhobenen Daten und Betrachtung der Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index.

### 5.1 ImageJ-Plugin

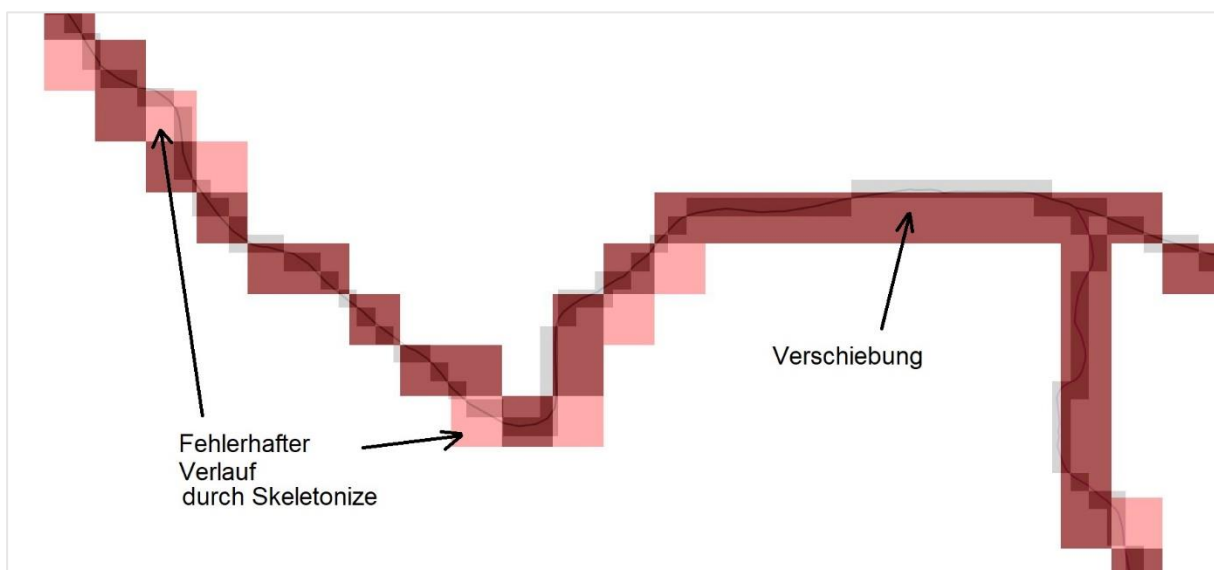
Im Verlauf der Programmierung wurde das Programm anhand des Einzugsgebiets der Mulde debuggt. Dieses liegt im Verhältnis zu anderen Einzugsgebieten im mittleren Größenbereich. Bereits im ersten Programmdurchlauf mit allen Einzugsgebieten, wurden erste Grenzen erreicht. Einige Gebiete führten bei einer Auflösung von 20 x 20 m zum Programmabbruch, da in ImageJ maximal Bilder mit bis zu 2 GB verarbeitet werden können. Daher mussten einige Einzugsgebiete wie der Rhein oder die Elbe in mehrere aufgespalten werden. Trotz dessen war bei den sehr großen Gebieten nur eine Auflösung von 50 x 50 m möglich, was aber auch durch die enorme Arbeits-Speicherkapazität geschuldet ist. Bei einigen musste dieser auf 4 GB erhöht werden, wenn z.B. sehr viele Messstellen abgearbeitet werden mussten. Die Betrachtung der verschiedenen Testbilder zeigt jedoch, dass der Quellen-Senken-Algorithmus stabil durch alle Einzugsgebiete lief (vgl. Abb. 5-1).



**Abbildung 5-1: Kontrollbild Senken und Quellausgabe**

Links: der Hauptstrang von der Senke her wurde alle 100 Pixel entsprechend seiner Entfernung zur Senke mit einem anderen Grauwert ausgegeben. Nebenstränge wurden entsprechend ihrer Verzweigung mit einem neuen Wert versehen. Sehr kurze, ohne weitere übergeordnete Verzweigung haben entsprechend „dunklere“ Einträge.  
 Rechts: Von der Quelle her alle 100 Pixel entsprechend der Entfernung zur Quelle ein anderer Grauwert.

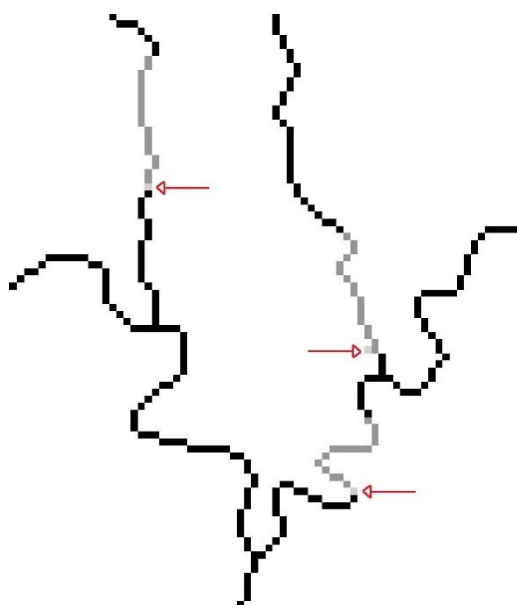
Wie bereits erwähnt, konnten keine Daten aus dem Einzugsgebiet der Havel gewonnen werden, da diese zu große Bifurkationen enthielt. Die Ausfallrate von fehlerhaften MZB-Messstellen durch die Lageverschiebung des Flussverlaufs an solchen Stellen war jedoch für alle Einzugsgebiete, ausgenommen der Havel, mit ca. 3% Verlust relativ gering, in Anbetracht der großen Anzahl vorhandener Messstellen. Um die Rasterung entlang des tatsächlichen Flussverlaufs zu beurteilen, wurden die erzeugten Rasterbilder georeferenziert und in das Vektorgewässernetz in QGIS geladen. In Abbildung 5-2 wird deutlich, dass der allgemeine Schritt der Rastererzeugung gut mit der Linienführung des Netzes übereinstimmt. Die 20 x 20 m Auflösung ist wie zu erwarten gewesen, genauer. Bei den entfernten Pixeln durch den Skeletonize-Schritt wird jedoch deutlich, dass es Mancherorts zu einer Verschiebung kommen kann, wodurch auch der später erzeugte Puffer leicht verschoben wird. Das in Abbildung 5-2 verdeutlichte Beispiel wurde jedoch ausgewählt, um möglichst viele Fehlerquellen darzustellen. Die meisten anderen Teile im Gewässernetz zeigten deutlich weniger Verschiebungen an einem Ort konzentriert. In der Summe scheint daher die 50 x 50 m Auflösung für diese erste Anwendung hinreichend gewesen zu sein.



**Abbildung 5-2: Rasterung über der Linienführung des Vektor-Gewässernetzes**

Unter den Rasterpixeln liegt als dünne Linie dargestellt der tatsächliche Gewässerverlauf. Kleine graue Pixel stellen die 20 x 20 m Rasterung dar und die größeren roten Pixel die 50 x 50 m Rasterung. Rosa Pixel wurden im Programmverlauf durch den Skeletonize-Schritt entfernt.

Ebenfalls die Funktion zur Erzeugung der Segmente im Oberlauf einer Messstelle, wurde durch eine grafische Ausgabe überprüft. Diese hatte unabhängig von der Lage der Messstellen-Pixel gut funktioniert. Bei einer größeren Segmentlänge (z. B. 10 km) überlagerten sich in der Ausgabe der Testbilder häufig die Segmentabschnitte einer Messstelle mit einer anderen, was jedoch durch die Segmentauswahl jeder einzelnen Messstelle an sich nicht hinderlich ist, nur die Beurteilung der Richtigkeit der Segmentauswahl erschwerte. Mit Eingabe verschiedener Entfernungen zeigte sich jedoch, dass die Oberläufe immer richtig ausgewählt wurden. Abbildung 5-3 verdeutlicht ein Testbild anhand der Selektion von 1 km Oberlauf an einer Messstelle.



**Abbildung 5-3: Testausgabe Segmentauswahl**

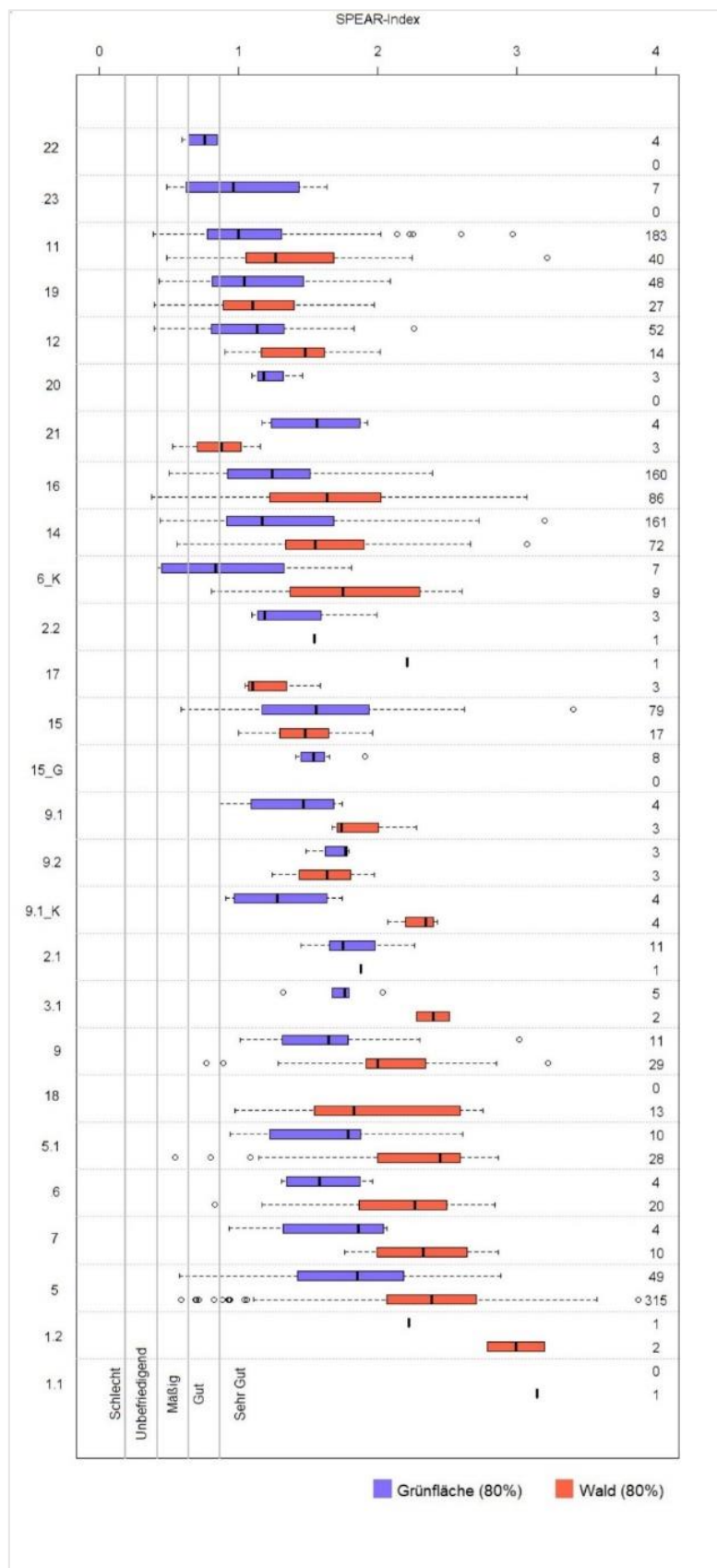
Rote Pfeile markieren hellgrau gefärbte Messstellen. Die grau hinterlegten Pixel stellen das Segment dar, welches für eine Messstelle gespeichert wurde. Ob nun mitten im Gewässerverlauf die Messstelle lag oder daneben, die Segmente wurden entsprechend der Nutzereingabe (hier 1 km) richtig ausgewählt.

## **5.2 Abhängigkeit des SPEAR-Index vom Landschaftskontext**

Die Ergebnisse der statistischen Analyse der verschiedenen Landschaftlichen Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index, mit weitgehend unbelasteten Gewässerabschnitten werden in den folgenden Kapiteln dargelegt.

### **5.2.1 Einfluss von Wald und Grünflächen auf den SPEAR-Index**

MZB-Messstellen an weitgehend geschlossene Waldflächen existieren vornehmlich nur bei den Gewässertypen der Alpen oder teilweise innerhalb der Mittelgebirge. Eine Gegenüberstellung von Messstellen welche entweder 100% Grünland oder 100 % Waldfläche im Oberlauf besitzen, zeigt nach wie vor einen signifikanteren Unterschied hinsichtlich des SPEAR-Index zwischen diesen Gebieten (Alle Gewässer: t-Test: Wald 100 % vs. Grünfläche 100% für je 3 km Oberlauf,  $p < 1,0 \times 10^{-7}$  FG=516). Dieser unterschied setzt sich auch innerhalb der verschiedenen Gewässertypen ab. Eine Selektion nach 80 % Wald oder 80 % Grünland offenbart, dass auch innerhalb der verschiedenen Gewässertypen ein signifikanter Unterschied zwischen diesen Landschafts-Ausprägungen besteht (bsp. T-Test Typ 5.1: Wald vs. Grünfläche,  $p < 0,001$ , FG=37, vgl. Abb. 5-4). Doch befindet sich der SPEAR-Index an diesen Messstellen innerhalb beider Gruppierungen zu 95 % innerhalb der SPEAR-Klasse „sehr gut“. Die geringsten Differenzen zwischen den Landschaftsformen besitzen hierbei mit durchschnittlich 0,1 Index-Werten die von der Ökoregion unabhängigen Gewässer (Typ 11,12 und 19).



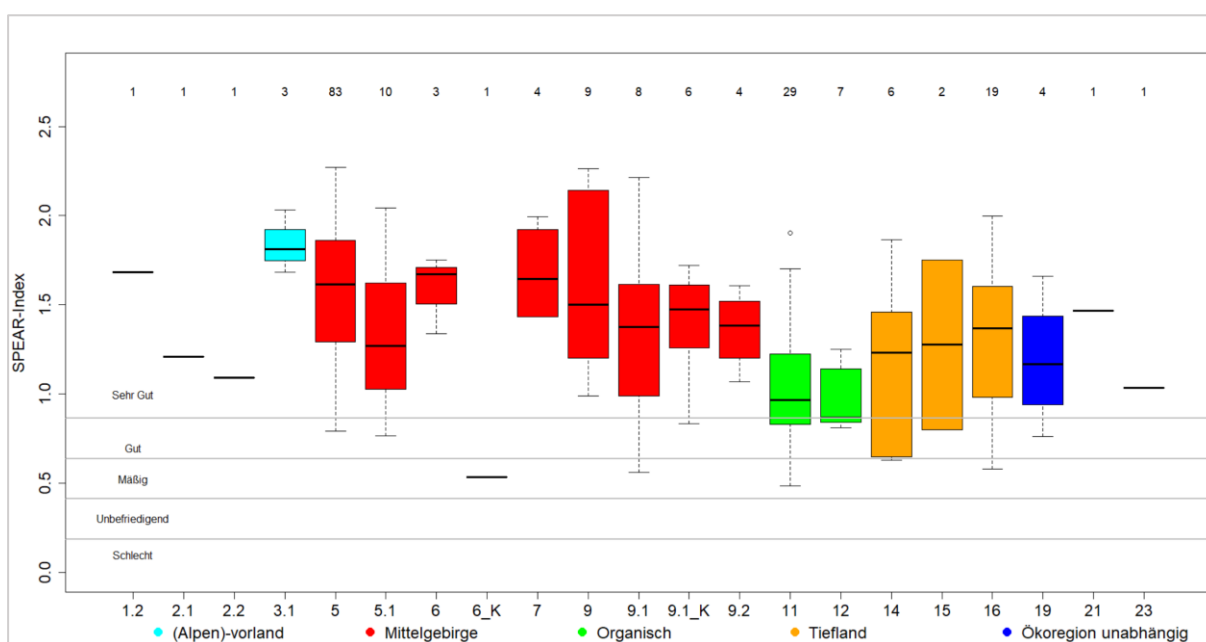
**Abbildung 5-4: SPEAR-Index Gewässertypen -Wald und Grünland**

Besonders die Mittelgebirgsgewässer und die Gewässer der Alpenregion zeigen einen signifikanten Unterschied zwischen den bewaldeten und den offenen Grünflächen.



### 5.2.2 Einfluss des Fließgewässertyps auf den SPEAR-Index

Durch die in Kapitel 4.7 beschriebenen Selektionen der Referenzstellen hinsichtlich der Landnutzung verblieben nur 203 Messstellen für alle vorhandenen Fließgewässertypen. Abbildung 5-5 verdeutlicht die Verteilung der SPEAR-Werte in Abhängigkeit der jeweiligen Fließgewässertypen. Dabei lagen die SPEAR-Werte im Mittel bei 1,38 ( $\pm 0.08$  SE, FG = 202) mit 87,7 Prozent der Werte innerhalb der SPEAR-Klasse ‚Sehr gut‘. Die meisten Gewässer konnten mit 83 Referenzstrecken für den Gewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), sowie mit 29 Messstellen für den Gewässertyp 11 (organisch geprägte Bäche) gefunden werden. Bei den meisten übrigen Gewässertypen wurden weniger als 10, oft nur eine einzige Messstelle gefunden. Für einige Gewässertypen lagen auch keine MZB-Daten vor. Aus den insgesamt 25 Fließgewässertypen konnten nur 21 mit ausreichend vergleichbaren Messstellen erreicht werden.

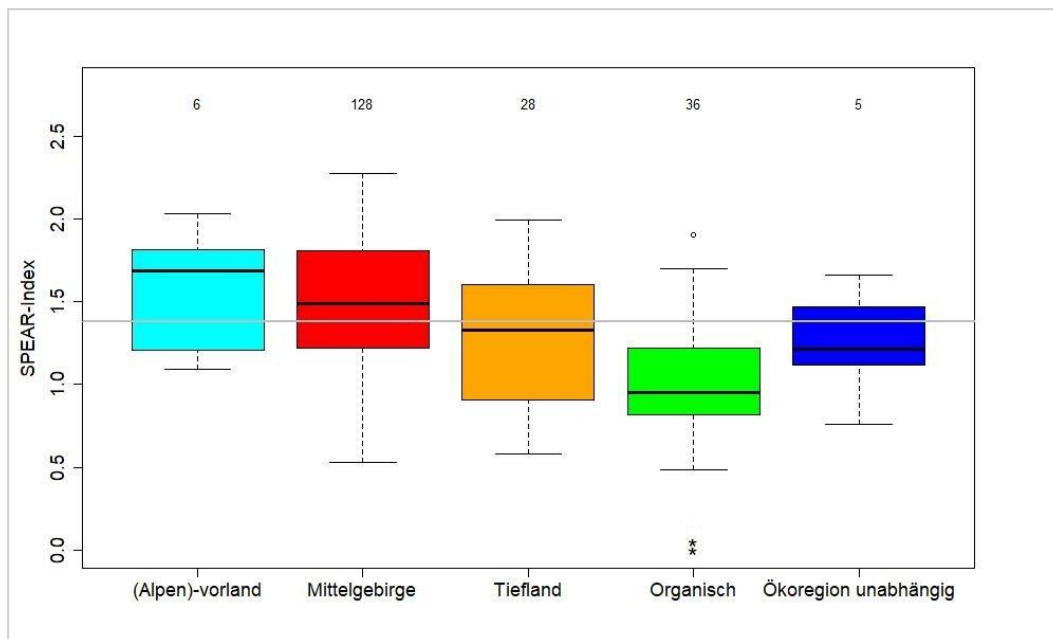


**Abbildung 5-5: SPEAR-Index in Abhängigkeit zum Fließgewässertyp.**

Die Subtypen 9.1\_K und 6\_K stehen für die karbonatisch geprägten Varianten des jeweils übergeordneten Gewässertyps. Die organisch geprägten Gewässer ‚Organisch‘ zählen eigentlich mit zu den „Ökoregion unabhängigen“ Typen. Durch deren Sonderstellung und in der Vergangenheit häufig diskutierte Einführung als Gewässertyp seitens der LAWA [Rolauffs, et al., 2002], werden sie hier gesondert betrachtet. Die Anzahl der Messstellen je Gewässertyp ist als Zahl oberhalb der Boxen angegeben.

Um einen statistischen Vergleich zu ermöglichen, wurden daher die SPEAR-Werte hinsichtlich der übergeordneten Ökoregion miteinander verglichen und zusammengefasst. Hier wurde mittels einfaktorieller ANOVA und anschließendem Dunnnett-Test die mittleren SPEAR-Werte zur Faktorstufe der Mittelgebirgsgewässer getestet (vgl. Abb. 5-6).

Dabei zeigten nur die organisch geprägten Gewässer einen signifikanten Unterschied im Vergleich zu den Mittelgebirgen auf (ANOVA,  $\pm 0,07$  SE,  $p < 0.0001$ ). Für die Gewässer welche unabhängig von der Ökoregion sind, lagen nur 5 Messstellen vor. Diese zeigten im Test zwar keinen signifikanten Unterschied zu den Mittelgebirgsbächen (ANOVA,  $\pm 0,17$  SE,  $p = 0.42374$ ), doch wären weitere Daten zur Absicherung wünschenswert.



**Abbildung 5-6: Abhängigkeit SPEAR-Index anhand der Ökoregionen**

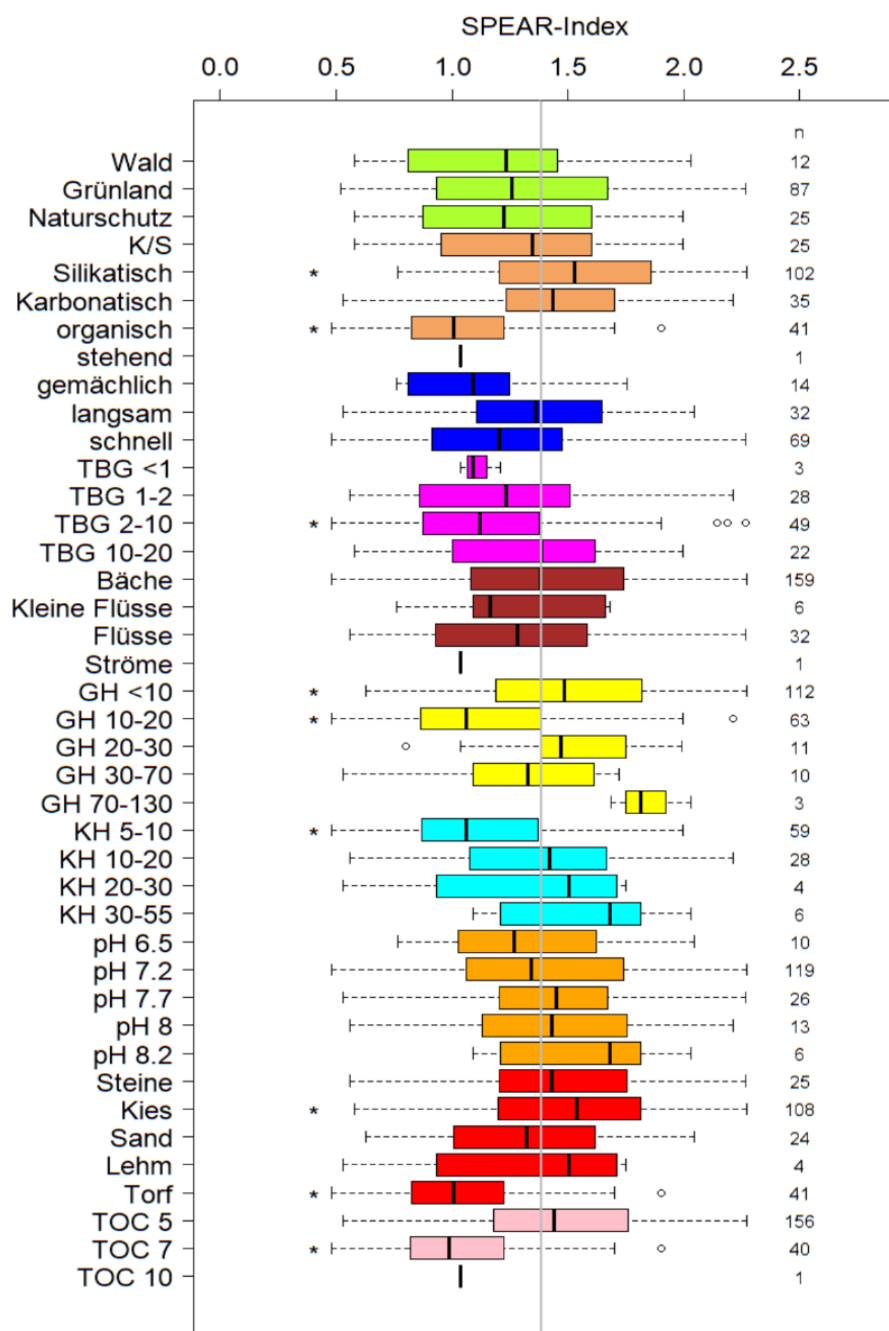
Die graue horizontale Linie stellt den Mittelwert des Gesamtdatensatzes dar. Die Anzahl der Messstellen je Ökoregion ist als Zahl oberhalb der Boxen angegeben. Die organisch geprägten Gewässer ‚Organisch‘ zählen eigentlich mit zu den ‚Ökoregion unabhängigen‘ Typen und nehmen wie bereits unter Abbildung 5-5 erläutert eine Sonderstellung innerhalb der Gewässertypen ein.

### 5.2.3 Weitere Einflussfaktoren

Da sich die Fließgewässertypen in ihren Eigenschaften häufig überschneiden und die vorangegangenen Ergebnisse nur eine Abhängigkeit mit der organischen Fraktion offenbart, wurden die Gewässertypen entsprechend ihrer abiotischen Eigenschaften gruppiert und Abbildung 5-7 verdeutlicht die Abhängigkeit des SPEAR-Index zu diesen Faktoren. Um auf signifikante Verschiebungen zu testen, wurde hierfür ein t-Test verwendet, welcher die Verschiebung der Mittelwerte der einzelnen Gruppen zum Mittelwert des Gesamtdatensatzes testet. Nach Korrektur des Signifikanz-Niveaus mittels Bonferroni Korrektur, zeigten mehrere Gruppen einen signifikanten Einfluss auf den SPEAR-Index (vgl. Tab. 10). Bei der Betrachtung der Wald- und Grünflächenanteile zeigte sich, dass nur 12 Messstellen mit Waldanteil bei der bereits beschriebenen Selektion in die Betrachtung mit eingehen. Durch deren Grünflächenanteil von 20 % zeigen sie keinen signifikanten Unterschied zu den Index-Werten der reinen Grünlandschaft auf. Anhand der Umweltvariablen kann jedoch nicht zwingend auf eine Abhängigkeit des SPEAR-Index nach der jeweiligen chemischen oder physikalischen Eigenschaft geschlossen werden, denn die Daten korrelieren stark miteinander. SPEAR-Index-mindernde Eigenschaften wie Torfvorkommen, geringe Karbonat- und Gesamthärte sowie der hohe TOC Gehalt von über 7 mg/l, sind Eigenschaften der organisch geprägten Fließgewässer. Faktoren, welche den SPEAR-Index jedoch begünstigen, wie eine silikatische Substratprägung oder einer Gesamthärte  $< 10$ , werden vor allem mit den Mittelgebirgsbächen assoziiert. Daraus kann geschlossen werden, dass erneut vor allem die organische Prägung eines Gewässers in der basenreichen Form (GH 10-20 & KH 5-10), welcher zumeist auch mit einem sehr hohen Torfgehalt einhergehen, den SPEAR-Index negativ beeinflussen. Eine genaue Betrachtung zeigte, dass es sich bei den SPEAR-Mindernden Eigenschaften um ausschließlich diese organischen Gewässer handelte.

**Tabelle 10: Signifikante Eigenschaftengruppen**

Eigenschaft	Mittelwert	DF	t	SE	p
Silikatisch	1,53	101	4,00	$\pm 0,12$	$1,0 \times 10^{-4}$
Organisch	1,03	40	-7,06	$\pm 0,16$	$1,5 \times 10^{-8}$
TBG 2-10 %	1,16	48	-3,48	$\pm 0,15$	$1,0 \times 10^{-3}$
GH $< 10$	1,50	111	3,42	$\pm 0,11$	$8,6 \times 10^{-4}$
GH 10-20	1,14	62	-4,80	$\pm 0,13$	$1,0 \times 10^{-5}$
KH 5-10	1,12	58	-5,25	$\pm 0,13$	$2,1 \times 10^{-6}$
Kies	1,50	107	3,46	$\pm 0,11$	$7,6 \times 10^{-4}$
Torf	1,03	40	-7,06	$\pm 0,16$	$1,5 \times 10^{-8}$
TOC 7	1,03	39	-6,89	$\pm 0,16$	$2,9 \times 10^{-8}$

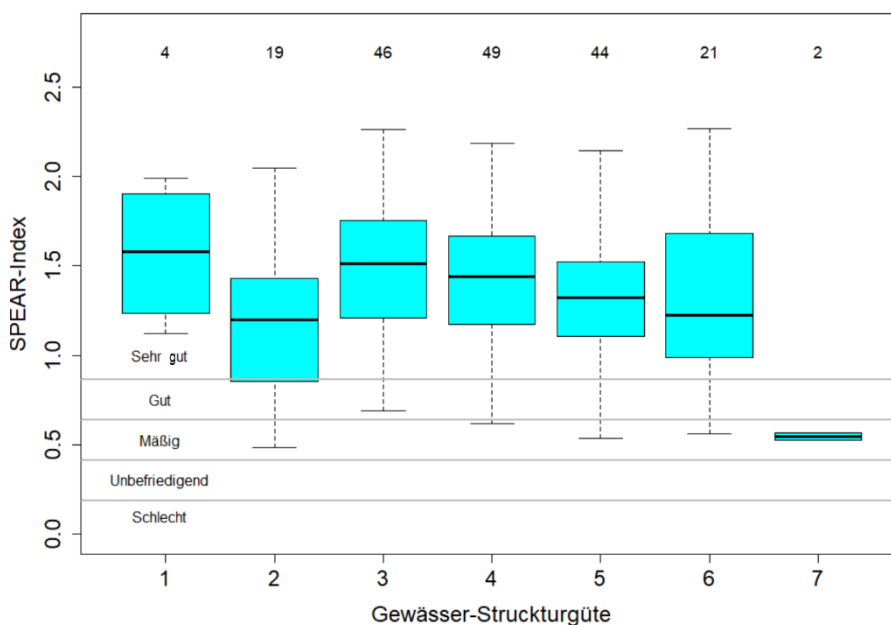


**Abbildung 5-7: Abhängigkeit des SPEAR-Index von der Fließgewässercharakteristik**

Die graue vertikale Linie gibt den Mittleren SPEAR-Index aller Gruppen an. Signifikante Gruppen sind entsprechend mit einem Stern markiert. Abkürzungen und Gliederungen der Eigenschaften gemäß Tabelle 8.

### 5.2.4 Einfluss der Gewässerstrukturgüte

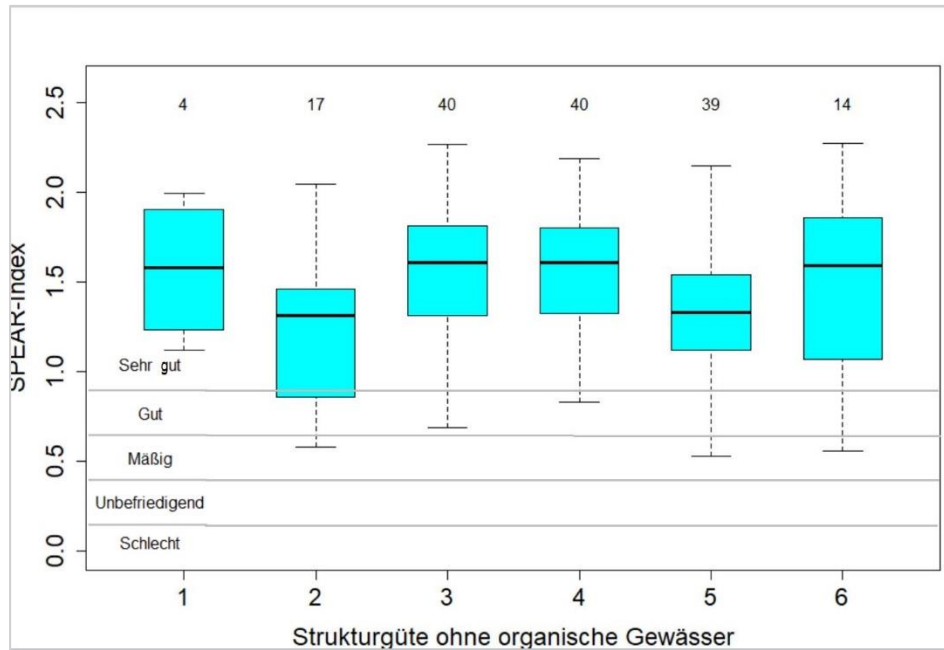
Allgemein wird die Strukturgüte anhand der verschiedenen Gewässerzonen zu Ufer, Sohle und dem Randstreifen bewertet. Auch hier wurde mittels einseitiger ANOVA mit anschließendem Dunnett-Test die mittleren SPEAR-Werte zur Faktorstufe der besten Gütebewertung getestet. Die genauen Testergebnisse können der Anlage C, entsprechend der Bildnummerierung, entnommen werden. Aus dem vorhandenen Datensatz lag für 185 Messstellen eine Gesamtbewertung der Strukturgüte vor (vgl. Abb. 5-8). Der SPEAR-Index lag hier im Mittel bei 1,38 ( $\pm 0,08$  SE; FG=184). Ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Güteklasse 1 und den Güteklassen 2 bis 6 konnte nicht festgestellt werden. Lediglich in der letzte Güteklasse 7 lag der ermittelte p-Wert leicht unter dem Signifikanzniveau mit  $p = 0,02$ . Da hier jedoch nur zwei Messstellen vorlagen, kann dieses Ergebnis nicht abgesichert werden.



**Abbildung 5-8: Abhängigkeit des SPEAR-Index von der Gewässerstrukturgüte**

Die Nummerierung entspricht den Strukturklassen entsprechend Kapitel 4.5. Die Anzahl der Messstellen je Güteklasse ist erneut als Zahl oberhalb der Boxen angegeben.

Die genauere Betrachtung ergab, dass die zwei Messstellen der Güteklasse 7 dem Gewässertyp 11 (organisch geprägte Bäche) zugeteilt sind. Für die anderen Gewässer kann daher keine Aussage über einen Zusammenhang mit der höchsten Belastungsstufe angestellt werden. Nach Entfernen der Gewässertypen 11 und 12 (organisch Geprägte Gewässer), veränderten sich die Mittleren SPEAR-Werte innerhalb der Güteklassen im Mittel um 0,08 nach oben, was keinen Einfluss auf die statistische Unabhängigkeit des SPEAR-Index anhand der Güteklassifizierung hatte (Anlage C).



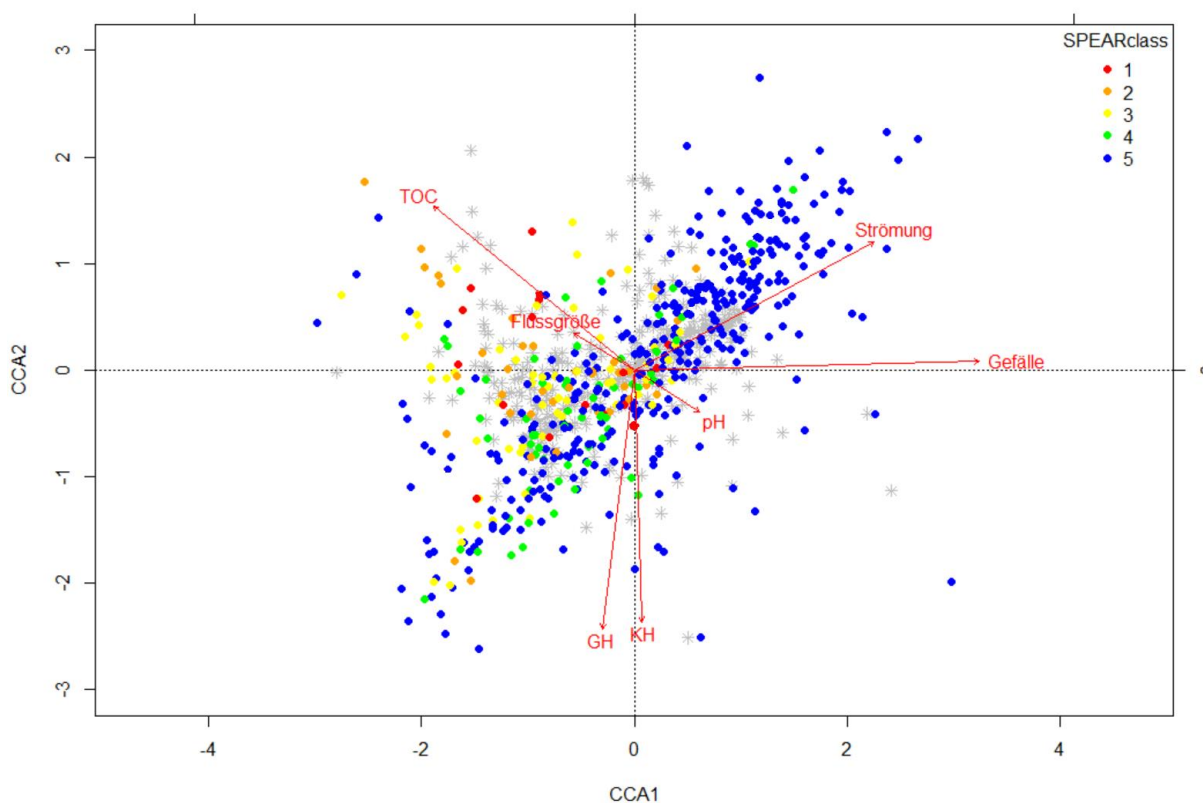
**Abbildung 5-9: Abhängigkeit Strukturgüte ohne Gewässertyp 11 & 12**

Die Nummerierung entspricht den Strukturklassen entsprechend Kapitel 4.5. Die Anzahl der Messstellen je Güteklasse ist auch hier als Zahl oberhalb der Boxen angegeben.

### 5.2.5 Ergebnisse Korespondenzanalyse

Über eine nachgeschaltete CCA-Analyse sollten die Ergebnisse aus den vorangegangenen Kapiteln weiter untermauert werden und die beeinflussenden Faktoren auf ihre Relevanz untersucht werden. Dabei eigneten sich die Daten durch die teilweise geringen Abstufungen innerhalb der Gruppen nur bedingt dazu, einen ausreichend hohen Erklärungsgehalt zu erreichen. In der Analyse wurden die physiko-chemischen Eigenschaften der Gewässertypen als erklärende Faktoren in die zweite Matrix eingelesen (vgl. Abb. 5-10). Die Anzahl hochkorrelierter Variablen ist nach der CCA deutlich geringer. Die VIF-Werte der physiko-chemischen Daten liegen alle unter 20. Doch ist eine geringe Korrelation zwischen den Daten trotzdem ersichtlich. Gerade die Pfeile zwischen dem TOC-Gehalt und dem pH-Wert liegen fast in einem 180° Winkel zueinander, was eine umgekehrte Beeinflussung der Faktoren also negative Korrelation bedeutet. Dieser negative Zusammenhang ist nachvollziehbar, da in Organischen Gewässern von einem erhöhten Anteil von Huminsäuren auszugehen ist. Doch hat der TOC-Gehalt auf die erste Achse mit -0.48656 eine größere erklärende Varianz als der pH-Wert alleine (vgl. Tab. 11). Die Gesamtvarianz der Artenzusammensetzung beträgt 19,82. Davon wird jedoch nur 1,06 (5,3 %) von den Umweltvariablen erklärt. Der anschließende Permutationstest mit 999 Permutationen in Form einer ANOVA zeigte jedoch für das Gesamtmodell eine statistische Signifikanz ( $p = 0.001$ ). In Abbildung 5-10 der CCA-Analyse wird der Einfluss auf den SPEAR-Index deutlich. Hierbei fällt besonders auf, dass die

Änderung in der MZB-Gemeinschaft durch die Strömungsgeschwindigkeit (Strömung) keinen Einfluss auf den SPEAR-Index zu haben scheint. Durch die Verschiebung der Pfeile der Gesamthärte (GH) und Karbonathärte (KH) aus dem Verteilungs-Zentrum im 3. Quadranten heraus, scheinen diese die Gemeinschaftsstruktur und die in diesem Quadranten auch vorkommenden schlechten SPEAR-Werte (Rot), nicht ausschließlich erklären zu können. Diese ändern sich erst vornehmlich in Richtung des 4. Quadranten, auf welchem stark der TOC-Gehalt reflektiert. Anhand der Ausprägungen der Gemeinschaft zwischen der Änderung (den Pfeilen) der Gesamthärte (GH) und der organischen Prägung anhand des TOC-Gehalts, wird deutlich, dass erneut die Faktoren der basenreichen organischen Fließgewässer die vornehmlich geringsten Index-Werte hervorzurufen scheinen.



**Abbildung 5-10: Ordinationsdiagramm der ersten und zweiten Achse der CCA mit den Umweltvariablen.** Jeder Punkt stellt eine Messstelle dar welche nach den SPEAR-Klassen 1 (schlecht) bis 5 (sehr gut) eingefärbt wurden. Die grauen Sterne symbolisieren die MZB-Gemeinschaft in deren Ausprägungen.

Durch eine Reduktion der Umweltvariablen im Model konnte keine deutlich höhere erklärende Varianz der Daten erzielt werden. Dies liegt jedoch hauptsächlich an den bereits beschriebenen wenigen Einstufungs-Klassen und zumeist identischen Variablen der Messstellen. Die Korrelation zwischen den Achsen und den Umweltvariablen (Tabelle 11) zeigen die Bedeutung

der einzelnen Variablen für die Varianzklärung der Artenzusammensetzung. Allerdings sind schon alleine die Eigenwerte der Erklärenden Varianz der Achsen an sich nur sehr gering (1. Achse = 0,2), weshalb die Eigenwerte der Umweltvariablen in Tabelle 11 weniger als 1 % Erklärungsgehalt haben.

**Tabelle 11: Korrelation der ersten 4 Achsen mit den Umweltvariablen.**

	<b>CCA1 1%</b>	<b>CCA2 0,5%</b>	<b>CCA3</b>	<b>CCA4</b>
<b>Strömung</b>	<b>0.49337</b>	0.41455	0.4285	-0.01193
<b>KH</b>	0.10675	<b>-0.62842</b>	-0.5836	-0.15001
<b>GH</b>	-0.02813	<b>-0.65196</b>	-0.348	-0.23525
<b>pH</b>	<b>0.14929</b>	-0.06038	0.1592	-0.06227
<b>TOC</b>	<b>-0.48656</b>	0.36347	-0.2551	0.21691
<b>Gefälle</b>	<b>0.73807</b>	0.28885	0.1419	-0.47768
<b>Flussgröße</b>	-0.1407	-0.21695	0.2265	<b>0.81633</b>

\*hervorgehoben wurden die Einträge mit dem höchsten Erklärungsgehalt auf die jeweilige Achse



## **6 Diskussion und Ausblick**

### **6.1 Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index**

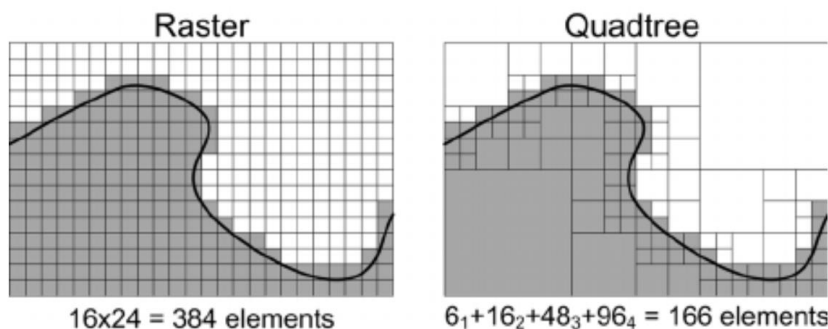
Es konnte gezeigt werden, dass bei unterschiedlicher Umlandnutzung die Lebensgemeinschaft der Benthosbesiedler beeinflusst wird. Bei einigen Fließgewässern konnte ein signifikanter Unterschied zwischen den weitgehend bewaldeten und den offenen Grünflächen verzeichnet werden. So könnte doch gerade hier auch der Gartenbau als Teil der Grünfläche unterschätzt worden sein und eine mögliche Erklärung für den Teils großen Unterschiede der SPEAR-Werte zwischen Wald und Grünland liefern. Häufig war der prozentuale Anteil an Gärten entlang der Fließstrecke unter 5 %. Doch werden häufig Pestizide im Landschaftsbau getreu dem Satz „viel hilft viel“ ausgebracht. Nimmt man die Gärten jedoch aus der Selektion heraus, verblieben noch weniger geeignete Messstellen für einen Vergleich. Auch die Überprüfung des Unterschieds zwischen Wiese und Wald sollte daher noch einmal näher betrachtet werden. Bei der Analyse der Einflussfaktoren zeigte sich, dass vor allem in den organisch geprägten Gewässern ein Defizit hinsichtlich der sicheren SPEAR-Index Anwendung besteht. In den anderen Gewässertypen scheinen keine Anwendungseinschränkungen des SPEAR-Index zu bestehen. Die anderen Umweltvariablen, welche eine signifikante Minderung des SPEAR-Index nach sich zogen, stehen mit den organischen Gewässern vom Typ 11 (organische Bäche) und 12 (organische Flüsse) durch die hohe Daten-Korrelation in direktem Zusammenhang. Der SPEAR-Index ist ein ereignisbasierter Bioindikator, welcher entwickelt wurde, um kurzfristiger Pulsbelastung im Fließgewässer mit PSM-Einträgen aufzuzeigen. Derzeit ist die Anwendung in organisch geprägten Gewässern jedoch durch die sehr geringen Index-Werte nicht anzuraten, da diese es nicht erlauben, Rückschlüsse auf eine kurz zuvor eingetretene Belastungsspitze zu ziehen. Gerade die organischen Gewässer stellen eine Art „Sammelbecken“ für alle möglichen Schadstoffbelastungen dar, wobei die Flusssedimente als Schadstoffsinken jedoch allgemein häufig sehr stark belastet sind. Organisch geprägte Gewässer sind häufig sehr träge oder langsam fließend, wodurch die selbstreinigende Kraft durch oxidativen Abbau in tiefen und stehenden Abschnitten häufig fehlt [Worch, 2013]. In diesen anoxischen Sedimentschichten überwiegen Mineralisierungsprozesse, wobei gerade das Sulfid eine wichtige Rolle für die Bioverfügbarkeit spielt. Die mikrobiell gebildeten Sulfide bilden mit Metallen schwerlösliche Sulfid-Komplexe. Dadurch wird die Konzentration an freien Metall-Ionen und der damit einhergehenden Toxizität herabgesetzt. Ändert sich jedoch der Redoxzustand treten verstärkt

reduzierte Verbindungen auf, wobei die an diesen Festphasen gebundenen Stoffe wieder aus dem Sediment remobilisiert werden. Doch auch durch den hohen Anteil an Huminstoffen dieser Gewässer können organische Umweltchemikalien gebunden werden, wobei diese Interaktion jedoch variabel ist [Fent, 2013]. Die Mobilität von Schadstoffen in Sedimenten kann durch den Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) als Summe von partikulär gebundenem (POC) und gelöstem (DOC) organischen Kohlenstoff beeinflusst werden. Der Einfluss auf die Bioverfügbarkeit insbesondere des DOC-Gehalts wurde in verschiedenen Studien nachgewiesen, wobei häufig eine Verringerung der Toxizität beobachtet wird [Hall & Anderson, 2014; Groh et al., 2010]. Huminstoffe haben demnach eine positive Auswirkung auf die Organismen, doch üben sie auch einen chemischen Stress aus. Wird dieser zu stark können auch Tiere, welche multiple Stressresistenzen erworben haben, geschädigt werden. Gerade sensitive Organismen können diesem Stress in organischen Gewässern nicht standhalten, weshalb sich die Gemeinschaftsstruktur in diesen Gewässern stark unterscheiden kann [Fent, 2013; Rauch, 2009]. Schon die wenigen hier aufgeführten Beispiele machen deutlich, wie komplex die Beurteilung in organischen Fließgewässern sein kann, wodurch die tatsächliche Belastung schwer einzuschätzen ist. Auch in Hinblick auf die Daten der Gewässerstrukturgüte und die Beeinflussung auf den SPEAR-Index waren die wenigen schlechten SPEAR-Werte in der am stärksten veränderten Klasse der Strukturgüte nicht verwunderlich. In der Güteklasse 7 scheint eine Anwendung nicht ratsam zu sein, doch wären mehr Daten hierbei wünschenswert. Der bestimmende Faktor liegt vermutlich bei der Struktur der Gewässersohle. In Anbetracht der Tatsache, dass hier auch die Struktur des Lebensraums der Benthosbewohner bewertet wird, war dieses Ergebnis jedoch zu erwarten. Liegen in einem Gewässerabschnitt bedingt durch Strömungs- und Strukturvielfalt verschiedene Zonen mit unterschiedlichen Korngrößen vor, ist die Substratdiversität sehr hoch, was für die unterschiedlichsten Benthos-Besiedlungsformen eine breite Habitat-Verfügbarkeit ermöglicht. In der Strukturgüteklasse 7, werden jedoch Flüsse eingestuft, welche durch den Menschen am intensivsten geprägt sind. Die Hauptursache solcher naturfernen Struktur ist eine hochgradige Kanalisierung, Verbauung, Aufschüttung o. ä., wodurch das Habitat für viele benthale Bewohner fehlt, welche gerade im Larvenstadium darauf angewiesen sind. Aus diesen Gründen sollte besonders die Sohlestruktur näher beachtet werden, wobei eine Anwendung des SPEAR-Index bei zu großen Veränderungen nicht sinnvoll erscheint [Schattmann, 2013; Landesumweltamt Brandenburg, 2002]. Doch stützt sich diese Vermutung auf ein organisches Gewässer, welches bereits nicht anhand des SPEAR-Index bewertet werden sollte. Ohne diesen scheint eine Anwendungs-Einschränkung des SPEAR-

Index in der darunterliegenden Gewässergüteklasse Nummer 6 nicht zu bestehen. In dieser Gewässergüteklasse ist jedoch ebenso mit einer weitreichenden Veränderung an die Habitat-Verfügbarkeit zu rechnen. Möglich ist jedoch, dass durch eine Einwanderung verschiedener Arten, aus Flussaufwärts gelegenen struktureicheren Abschnitten zu dem guten SPEAR-Index beiträgt.

## 6.2 ImageJ-Plugin

Es hat sich gezeigt, dass die hier vorgestellte Methode zur Charakterisierung des Gewässerumlandes eine Alternative zu teils komplizierten und zeitaufwändigen Analysemethoden in GIS-Basierten-Anwendungen ist, welche zumeist über Python programmiert werden. Doch bedarf es einiger Vorarbeit, um das ImageJ Plugin zu verwenden. Unter Voraussetzung bereits vorhandener Umgangskenntnisse mit GIS-Systemen, dauert die Aufbereitung der Einzugsgebiete allein über 7 Stunden. Wünschenswert wäre es daher, das Plugin auf das gesamte Netz anzuwenden, oder zumindest in kleinere Gebiete aufteilen zu müssen. Doch bei der enormen Datenmenge ist dies kaum zu realisieren. Um dennoch weniger Einzugsgebiete festlegen zu müssen, könnte eine zukünftige Umstrukturierung des Quellcodes unter Anwendung des Quadtree-Modells zur Rasterung und Verarbeitung der Pixel-Daten zu einer erheblichen Zeit- und Datenvolumen-Reduktion beitragen [Sortino et al., 2009]. Da bei dem Quadtree-Modell nur jene Bereiche, welche tatsächlich ein Gewässer darstellen, entsprechend klein aufgeteilt werden (vgl. Abb. 6-1).



**Abbildung 6-1: Modelle zur Flächenrasterung [Sortino et al., 2009]**

Ein weiteres Problem, was in dieser ersten Anwendung noch nicht ins Gewicht fiel, war das Auftreten von teilweise sehr großen Gewässerabschnitten, welche bei der 20 x 20 m Rasterung nicht mit dem Hauptnetz verbunden waren. Um diese fehlerhaften Lücken zu schließen, müsste eine weitere Methode entwickelt werden, um diese zu erkennen. Dies könnte durch Einbeziehen einer vorgeschalteten größeren Rasterung realisiert werden. Anhand der Nachbarschaften allein, ist diese Lückenfüllung eher schwierig, da nicht eindeutig interpretiert werden kann, an welcher Stelle nun genau die Gewässernetze zusammenhängen müssen oder nur parallel oder nur sehr dicht beieinander verlaufen. Ebenso werden die Entfernungen aktuell nur für jedes Einzugsgebiet für sich berechnet. Das bedeutet, dass der Zulauf aus einem anderen Gebiet aktuell noch als Quelle betrachtet wird. Diese Koordinaten nach erfolgter Entfernungsberechnung könnten der jeweiligen Quelle des Nachbareinzugsgebietes übergeben

werden. Auch könnte das Problem der Ringstrukturen zukünftig anders gelöst werden, um noch weniger fehlerhafte Fließstrecken zu erzeugen. Ein erstes Programm, welches die Ringstrukturen am jeweils entferntesten Pixel zur Senke schneidet um den Gewässerverlauf eindeutig zu machen, wurde im Verlauf dieser Arbeit bereits umgesetzt. Gerade durch die Anwendung auf das deutlich feinere ATKIS-Gewässernetz könnten weitere Messstellen erreicht werden. Doch ist bei diesen Schneidvorgängen auch mit einer relativ hohen Fehlerrate, was die Fließrichtung betrifft, zu rechnen. Anhand von Höhemodellen, welche als weitere Rasterdaten in das Plugin integriert werden, könnte die tatsächliche Fließrichtung besser bestimmt werden. Auch bei der Auswahl der Pufferzone entlang der Fließstrecke und die Erhebung der daraus gewonnenen Daten könnte noch einmal überdacht werden. Durch Aufteilung der Pufferzone in einzelne Segmente könnte zuerst der Nahebereich einer Messstelle betrachtet werden, um eine Lage innerhalb von Ortschaften von vornherein auszuschließen. Dadurch könnte auch der Gewässerverlauf genauer charakterisiert werden. Dieser Vorgang könnte auch bei der Auswahl geeigneter Standorte zukünftiger Monitoring-Programme hilfreich sein. Auch kann über die aktuelle Flächenangabe keine Aussage getroffen werden, inwieweit eine anliegende Agrarfläche über einen schützenden Randstreifen zum Gewässer verfügt, wodurch das Drift-Potential weitgehend bestimmt wird. Eine aktuelle Studie berechnet mit Gis-Modellen das Drift-Potential einer Agrarfläche durch deren Lage zum nächstgelegenen Fließgewässer unter Beachtung der Randbegrünung [Golla et al., 2017]. In Verbindung mit dem hier vorgestellten Plugin könnte ein solches Konzept sehr aufschlussreiche Daten erzeugen.

## **Literaturverzeichnis**

- ATKIS. (2010). DLM1000, Copyright © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.
- ATV-DVWK. (2001). *Optimierung des Mitteleinsatzes bei der Sanierung von Fließgewässern unter ökologischen Gesichtspunkten: Methoden zur Evaluierung der Kostenwirksamkeit von Maßnahmen*. Hennef: GFA.
- Bach, M., Guerniche, D., Thomas, K., Trapp, M., & Kubiak, R. (2017). *Bewertung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer – Runoff, Erosion und Drainage*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt .
- BMELV. (2013). *Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln*. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Verabschiedet durch die Bundesregierung Deutschland am 10. April 2013 gemäß § 4, Pflanzenschutzgesetz.
- BMUB. (01. 05 2011). *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit*. Abgerufen am 08. 07 2017 von <http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewasser/fluesse-und-seen/schutzziele-und-bewertungsparameter/?type=98>
- Brückmann, J. (2015). *Die Makrozoobenthosgemeinschaften hydromorphologisch unterschiedlicher Tieflandbäche: Analyse und Bewertung*. Kassel: kassel university press GmbH.
- Bunzel, K. (2014). *Pesticide sources and landscape elements driving aquatic pesticide exposure and effects on macroinvertebrate communities*. University of Koblenz-Landau.
- Burger, W., & Burge, M. J. (2015). *Digitale Bildverarbeitung: Eine algorithmische Einführung mit Java*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Clark, L., Gomme, J., & Hennings, S. (1991). Study of pesticides in water from a chalk catchment. *Pesticide Science*(32), 15-33.
- Colin, F., Puech, C., & de Marsily, G. (2000). Relations between triazine flux, catchment topography and distance between maize fields and the drainage network. *Journal of Hydrology*, S. 139-152.
- de Lange, N. (2013). *Geoinformatik: in Theorie und Praxis*. Heidelberg: Springer-Verlag.
- Dormann, I., & Kühn, C. (2011). *Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften* (Bd. 2). Helmholtz Zentrum für Umweltforschung-UFZ.
- Dreßler, O. (2017). *SPEAR an Referenzstellen*. Mittweida: HS-Mittweida.
- EG-WRRL. (2000). *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. Europäische Gemeinschaft .
- Feck, M. (2017). Sommer der Stille. *Spiegel*, S. 99-102.
- Fent, K. (2013). *Ökotoxikologie* (Bd. 4. Auflage). Stuttgart: Georg Thieme Verlag.
- Geist, J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, 6, S. 1507-1516.
- GEOSN. (2016). Von <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/10002.htm?data=flg> abgerufen
- Golla, B., Enzian, S., Jüttersonke, B., & Gutsche, V. (2017). *Entwicklung und Testung eines GIS gestützten Verfahrens zur Erstellung thematischer Risikokarten als Grundlage für eine Differenzierung von Anwendungsbestimmungen zum Schutz des Naturhaushaltes beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln* . Dessau Roslau: Umweltbundesamt.

- Holt, E., & Miller, S. (2011). Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*.
- interreg. (2010). *Ökotoxokologischer Index zur Gewässerbewertung im Bodenseeraum*“. Rahmen des Interreg IV-Programms Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein.
- Knillmann, S., Orlinskiy, P., Kaske, O., Foit, K., & Liess, M. (2017). Indication of pesticide effects and recolonization in streams. (S. o. Environment, Hrsg.)
- Lenat, D., & Crawford, K. (1994). Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, 294(3), 185–199.
- Liess. (2015). *Wikipedia*. Abgerufen am 16. 09 2017 von [https://commons.wikimedia.org/wiki/File:SPEAR\\_concept.jpeg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:SPEAR_concept.jpeg)
- Liess, M., & von der Ohe, P. C. (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology*, 4, S. 954-965.
- Liess, M., Schäfer, R., & Schriever, C. (2008). The footprint of pesticide stress in communities - species traits reveal community effects of toxicants. *Science of the Total Environment*, S. 484-490.
- Liess, M., Schulz, R., Liess, M.-D., Rother, B., & Kreuzig, R. (1999). Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research*, 33, 239-247.
- Meier, C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., . . . Hering, D. (2006). *Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben*. Umweltbundesamt.
- Moschet, C., Wittmer, I., Simovic, J., Junghans, M., Piazzoli, A., Singer, H., . . . Hollender, J. (2014). How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality. *Environmental Science & Technology*, 48, 5423-5432.
- Pottgiesser, T., & Sommerhäuser, M. (2008). *Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen: Steckbriefe und Anhang*.
- QGIS. (2013). *QGIS Benutzerhandbuch Release 1.8.0*.
- Rolauffs, P., Hering, D., Sommerhäuser, M., Jähnig, S., & Rödiger, S. (2002). *Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes*. Umweltbundesamt, Universität Essen.
- Schriever, C., Ball, M., Holmes, C., Maund, S., & Liess, M. (2007). Agricultural intensity and landscape structure: Influences on the macroinvertebrate assemblages of small streams in northern Germany. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(2), 346–357.
- Sortino, M., Kuljanic, E., Totis, G., & Cukor, G. (2009). Simulation of cutting forces and cutting conditions in complex turning operations. *Conference Paper*.
- Stehle, S., & Schulz, R. (05. 05 2015). Agricultural insecticides threaten surface waters at. *PNAS*, 18(112), S. 5750-5755.
- Stehle, S., Knäbel, A., & Schulz, R. (2013). Probabilistic risk assessment of insecticide concentrations in agricultural surface waters: a critical appraisal. *Environmental monitoring and assessment*, S. 6295–6310.
- Thiele, V., Degen, A. B., & Kasper, D. (2011). *Fließgewässerstrukturgütekartierung in Mecklenburg-Vorpommern*. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie.
- Tippmann, S. (2014). Programming tools: Adventures with R. A guide to the popular, free statistics and visualization software that gives scientists control of their own data analysis. *Nature*, 517(1), 109-110.
- UBA. (2015). *Umweltbundesamt*. Abgerufen am 22. 9 2017 von Bewertungsinstrumente der WRRL - Ökologischer Zustand: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/bilder/wasser\\_gewaesser\\_fluesse\\_bewertung\\_biologie\\_qualitaetskomponenten.png](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/bilder/wasser_gewaesser_fluesse_bewertung_biologie_qualitaetskomponenten.png)

- UBA-1. (2017). *Umweltbundesamt*. Abgerufen am 02. 06 2017 von  
[https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-  
forstwirtschaft/landwirtschaft/pflanzenschutzmittelverwendung-in-der#textpart-1](https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/landwirtschaft/pflanzenschutzmittelverwendung-in-der#textpart-1)
- UBA-2. (2017). *Umweltbundesamt*. Abgerufen am 02. 06 2017 von  
[https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaechennutzung/struktur-der-  
flaechennutzung#textpart-1](https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaechennutzung/struktur-der-flaechennutzung#textpart-1)
- UBA-3. (2017). *Gewässer in Deutschland, Zustand und Bewertung*. (Dessau-Roßlau, Hrsg.)
- Ullenboom, C. (2011). *Java ist auch eine Insel* (Bd. 10). Galileo Press.
- URL. (1). *Wasserblick*. Abgerufen am 13. 08 2017 von  
<http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/>
- WHG. (11. 11 1996). Sechstes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltgesetzes.





## C

Zu Abbildung 5-8: Ergebnisse ANOVA

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )
2 - 1 == 0	-0.38643	0.22266	-1.736	0.3662
3 - 1 == 0	-0.05513	0.21137	-0.261	1.0000
4 - 1 == 0	-0.11798	0.21064	-0.560	0.9923
5 - 1 == 0	-0.22567	0.21137	-1.068	0.8245
6 - 1 == 0	-0.24409	0.22081	-1.105	0.8015
7 - 1 == 0	-1.02316	0.35052	-2.919	0.0239 *

Zu Abbildung 5-9: Ergebnisse ANOVA

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )
2 - 1 == 0	-0.346429	0.217552	-1.592	0.230
3 - 1 == 0	-0.002437	0.205293	-0.012	1.000
4 - 1 == 0	-0.024130	0.205293	-0.118	1.000
5 - 1 == 0	-0.199574	0.205532	-0.971	0.575
6 - 1 == 0	-0.114465	0.221947	-0.516	0.900

## **Selbstständigkeitserklärung**

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht.

Diese Arbeit wurde in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

Mittweida, den 30.10.2017

Olivia Dreßler